

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Gestão de populações de Coelho-bravo: um caso de estudo - a Herdade da Espadaneira

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Guilherme Cunha Gonçalves

Dissertação orientada por:
Prof. Doutor Francisco Petrucci-Fonseca

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador, Prof. Doutor Francisco Fonseca, cuja disponibilidade, interesse e conhecimentos foram fundamentais para a realização desta dissertação.

Agradeço ao Doutor José Franco, por todo o apoio, hospitalidade, conhecimentos e interesse demonstrados e a todos os caçadores da Herdade da Espadaneira.

Aos professores doutores José Granadeiro e Susana Varela, pelo auxílio e incentivo na parte dos sistemas de informação geográfica e componente estatística e cuja consultoria foi fulcral.

À Prof. Doutora Sónia Seixas, pela amizade, apoio e consultoria na fase final da dissertação.

Aos meus amigos, Artur Sarmento, Lucas Martins, Madalena Gomes, Jaime Sousa, Catarina Gonçalves, Diogo Cabecinha, Diogo Ferreira e Rita Luz por todos os conselhos, conhecimentos, incentivo, disponibilidade e amizade.

Finalmente um agradecimento especial à minha família, por todo o auxílio financeiro, incentivo, conhecimentos e carinho.

Resumo

O coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) desempenha um papel preponderante nos ecossistemas mediterrânicos enquanto presa de inúmeros predadores, como sejam o lince-ibérico (*Lynx pardinus*), a águia-imperial (*Aquila adalberti*) ou a águia-de-bonelli (*Hieraaetus fasciatus*), e ainda como importante objeto de exploração cinegética em Portugal. Está atualmente classificado como quase ameaçado, observando-se um cenário de declínio populacional resultante de interação complexa de vários fatores como doenças e perda/fragmentação de habitat, sendo portanto necessário encontrar ferramentas eficientes de gestão que revertam esta situação.

Os objetivos principais desta dissertação incidiram na reunião do estado da arte relativo às medidas de gestão de habitat, comparando a eficácia, custos e frequência de utilização das mesmas. Para suportar a aplicação das medidas, desenvolveram-se dois métodos em ambiente SIG (*Habitat Suitability Index* e Mapas de *Kernel*), efetuaram-se censos de indícios de presença em transectos e caracterizaram-se diversas variáveis ambientais para verificar empiricamente, se as zonas de maior densidade de indícios correspondiam às áreas com condições ótimas de habitat. Este métodos permitiram conhecer a distribuição e abundância relativas de coelho-bravo na Herdade da Espadaneira (Setúbal, Portugal) e ainda a identificar a áreas com condições propícias de habitat para esta espécie. Complementarmente, efetuaram-se dois testes de Qui-quadrado à abundância de indícios (*Goodness-of-fit* e da Independência), para averiguar se existiu variação significativa entre períodos de amostragem e se as tocas com indícios de presença devem ser consideradas na metodologia de censo utilizada.

Os mapas de *Kernel* demonstraram a existência de duas áreas mais utilizadas pelo coelho-bravo na Herdade de Espadaneira e a variação da área de distribuição ao longo dos períodos de amostragem. Os resultados referentes à caracterização das variáveis ambientais demonstraram uma preferência da espécie por solo arenoso (49%) e plano (63%), com uma presença de gramíneas de 63%. As principais espécies arbustivas detetadas foram o saganho-mouro (*Cistus salvifolius*) e o sargaço (*Cistus monspeliensis*) com densidades entre 45% e 64%. A dimensão da vegetação predominante foi bastante variável entre períodos de amostragem. Relativamente ao *Habitat Suitability Index*, verificou-se que as áreas com maior abundância de indícios ficaram sobrepostas com as áreas classificadas com qualidade elevada: correspondendo a uma combinação de pontos de água, olivais, sementeiras e zonas de abrigo. Simetricamente, os pinhais e eucaliptais foram classificados como pobres, sendo preteridos por esta espécie. Por fim, os resultados dos testes estatísticos revelaram diferenças de abundância de indícios entre períodos de amostragem, refletindo a variação das condições ambientais ao longo do tempo e também que a medida “tocas

ativas” deve ser considerada no método de censo em transectos, sendo uma boa medida para avaliar a presença de coelho-bravo.

Espera-se que ao reunir o estado da arte relativo às medidas de gestão de habitat e ainda identificando as áreas prioritárias de conservação na área de estudo, seja possível reverter o cenário atual de declínio populacional, e extrapolar as medidas estipuladas no Plano de Gestão para o contexto dos ecossistemas mediterrânicos.

Palavras-chave:

Oryctolagus cuniculus algirus, gestão cinegética, indícios de presença, *habitat suitability index*, *kernel*.

Abstract

The Wild rabbit plays an important role as prey for countless predators in the Mediterranean ecosystems, such as the Iberian lynx (*Lynx pardinus*), the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*) or the Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*), and also as an important economic factor to game activity in Portugal. It is currently classified as nearly threatened, being the current set of population decline, mainly because of a complex interaction of variables such as diseases or habitat loss/fragmentation. So, it is necessary to find efficient management practices in order to reverse the present situation. Concerning that, we gathered the state of the art management practices and compared its efficiency, costs and frequency of utilization. In order to uphold the application of the management practices, we developed and applied two GIS (Habitat Suitability Index and *Kernel* Density Maps) methodologies, performed indirect presence sign censuses and described several environmental variables in order to know if the optimum habitat conditions are linked to high density presence signs in the study area. Those methods allowed to know wild rabbit abundance and distribution in Herdade da Espadaneira (Setúbal, Portugal) and also identify suitable habitat areas for this species. Furthermore, we carried two chi-square tests (Goodness-of-fit and Independence) to find out about presence signs temporal variation and if rabbit burrows should be included in the utilized census methodology.

Kernel results show two main territory areas and its spatial variation through time. Regarding environmental variables characterization, wild rabbit preference was for plain (63%) and sandy soil (49%), with 63% presence of grass. Sage-leaved rock rose (*Cistus salviifolius*) and Montpellier cistus (*Cistus monspeliensis*) were common, with 45% to 64% density. Prevalent vegetation height varied greatly between sampling seasons. In regard to Habitat Suitability model, we concluded that the main presence sign areas were overlap to high classified habitat areas, corresponding to water points, olive groves, sowing and shelter areas. Symmetrically, pine and eucalyptus forests were classified as poor by the Habitat Suitability model, being avoided by wild rabbit. Lastly, statistical results showed differences in presence signs abundance through sampling seasons, revealing environmental conditions variation through time and that active burrows should be considered in the utilized census methodology, being a good parameter to evaluate wild rabbit presence.

We hope that, by gathering the state of the art management techniques and by identifying the primary conservation areas in Herdade da Espadaneira, we can reverse the actual population decay

set, and extrapolate the stipulated management techniques in the Management Plan to the Mediterranean ecosystems context.

Key words:

Oryctolagus cuniculus algirus, game management, indirect signs of presence, habitat suitability index, kernel.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 PERSPETIVA HISTÓRICA E DISTRIBUIÇÃO MUNDIAL.....	2
1.2 BREVE DESCRIÇÃO DA ESPÉCIE.....	4
1.3 IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA.....	11
1.4 O COELHO-BRAVO COMO ENGENHEIRO DE ECOSISTEMAS.....	11
1.5 IMPORTÂNCIA CINEGÉTICA.....	12
1.6 TENDÊNCIAS POPULACIONAIS.....	13
1.6.1 Perda de habitat.....	13
1.6.2 Pressão cinegética.....	13
1.6.3 Predadores.....	13
1.6.4 Doenças.....	14
1.7 ORIENTAÇÕES PARA O FOMENTO DAS POPULAÇÕES DE COELHO-BRAVO.....	16
1.7.1 Pressão cinegética.....	17
1.7.2 Controlo de predadores.....	18
1.7.3 Melhoria do Habitat.....	19
1.8 COMPARAÇÃO DA FREQUÊNCIA, EFICÁCIA E CUSTOS DAS MEDIDAS DE GESTÃO DE HABITAT	30
1.9 AVALIAÇÃO DAS MEDIDAS DE GESTÃO APLICADAS.....	31
1.9.1 Monitorização das populações.....	31
1.9.1.1 Métodos diretos.....	32
1.9.1.2 Métodos indiretos.....	34
1.10 MAPAS DE <i>KERNEL</i>	37
1.11 ÍNDICE DE ADEQUABILIDADE DE HABITAT (<i>HABITAT SUITABILITY INDEX</i>)	37
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	38
2.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	42
3 RESULTADOS.....	47
3.1 UTILIZAÇÃO DO ESPAÇO PELO COELHO-BRAVO.....	47
3.2 ABUNDÂNCIA DE TOCAS ATIVAS E LATRINAS.....	50
3.3 TRATAMENTO ESTATÍSTICO.....	51
3.4 PREFERÊNCIA POR TIPO DE SOLO E DECLIVE DO TERRENO.....	53
3.5 CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA (DENSIDADE) VEGETAL	54
3.6 ESTÁDIOS DE DESENVOLVIMENTO DA VEGETAÇÃO.....	55
3.7 ÍNDICE DE ADEQUABILIDADE DE HABITAT.....	58
4 DISCUSSÃO.....	59
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66
7 ANEXOS.....	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Distribuição mundial do coelho-bravo.....	3
Figura 2: Distribuição geográfica das duas subespécies de coelho-bravo na Europa, Norte de África e Oceânia.....	4
Figura 3: Toca individual de coelho-bravo.....	5
Figura 4: Colónia de coelho-bravo.....	5
Figura 5: Paisagem em mosaico.....	8
Figura 6: Tendências populacionais do coelho-bravo em Espanha.....	16
Figura 7: Morouço de troncos.....	20
Figura 8: Construção de morouço.....	21
Figura 9: Esquema de morouço de paletes e troncos.....	21
Figura 10: Esquema de cercado para produção semi-intensiva de coelho-bravo.....	27
Figura 11: Vista geral de um parque de aclimação.....	28
Figura 12: Método de contagem de excrementos dispersos.....	36
Figura 13: Localização geográfica e limites da Zona de Caça Associativa da Herdade da Espadaneira.....	39
Figura 14: Características físicas da Herdade da Espadaneira.....	41
Figura 15: Habitats e uso do solo na Herdade da Espadaneira.....	42
Figura 16: Toca com indício de presença.....	43
Figura 17: Latrina de coelho-bravo.....	43
Figura 18: Exemplo de caminho onde se realizaram transectos.....	44
Figura 19: Mapa de kernel referente às tocas ativas e latrinas da pré-época de reprodução....	47
Figura 20: Mapa de kernel referente às tocas ativas e latrinas da época de reprodução.....	48
Figura 21: Mapa de kernel referente às tocas ativas e latrinas pós-época de reprodução.....	49
Figura 22: Valores de abundância observados e esperado de tocas ativas consoante o período de amostragem, com intervalos de confiança de 95%.	50
Figura 23: Valores de abundância observados e esperado de latrinas consoante o período de amostragem, com intervalos de confiança de 95%.....	51
Figura 24: Preferência de <i>Oryctolagus cuniculus</i> pelo tipo de solo.	53
Figura 25: Preferência de <i>Oryctolagus cuniculus</i> pelo declive de terreno.	53
Figura 26: Densidade de indivíduos na pré-época de reprodução.....	54
Figura 27: Densidade de indivíduos durante a época de reprodução.....	55
Figura 28: Densidade de indivíduos após a época de reprodução.....	55
Figura 29: Altura da vegetação envolvente de cada indício de presença no período de amostragem pré-época de reprodução.....	56
Figura 30: Altura da vegetação envolvente de cada indício de presença no período de amostragem época de reprodução.....	56
Figura 31: Altura da vegetação envolvente de cada indício de presença no período de amostragem pós-época de reprodução.....	57
Figura 32: Mapa de valores do IAH.....	58
Figura 33: Esquema das zonas de alimentação e refúgio.....	63
Figura 34: Esquema de cercado de aclimação.....	64

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Proporção de coelho-bravo presente na dieta dos principais predadores ibéricos ..	10
Tabela 2: Características das principais das culturas de gramíneas e de leguminosas utilizadas na Europa para fomentar a atividade cinegética.....	22
Tabela 3: Frequência de aplicação de medidas de gestão de habitat em Espanha.....	31
Tabela 4: Custo médio de cada medida de gestão de habitat/hectare ou por unidade.....	31
Tabela 5: Espécies cinegéticas que se caçam na Herdade da Espadaneira.....	40
Tabela 6: Valores de abundância observados e esperados de tocas ativas e latrinas.....	52
Tabela 7: Valores de abundância observados e esperados de tocas ativas e latrinas.....	52
Tabela 8: Tabela temporária com os valores de abundância de tocas ativas e latrinas observados, para cálculo dos valores esperados no teste de Qui-quadrado da Independência	77

1 Introdução

Uma das principais causas para a depleção de espécies é a perda e degradação de habitats causada por alterações nos padrões de uso dos solos (Cuttelod *et al.*, 2008; Hoekstra *et al.*, 2005). A gestão de habitats surge como uma medida de mitigação contra os efeitos nefastos da degradação de habitats e declínio de espécies, não só na Bacia do Mediterrâneo mas também noutros ecossistemas pelo mundo fora.

Entre as espécies que estão atualmente em declínio encontra-se o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), original da Península Ibérica. Nas últimas décadas assistiu-se a uma regressão massiva das populações, causada por uma complexa combinação de fatores tais como doenças, predação, pressão cinegética e perda e/ou fragmentação de habitat, sendo esta última causa considerada a razão primária para o seu declínio (Delibes-Mateos *et al.*, 2010). Ora, este padrão generalizado de declínio teve consequências ecológicas e económicas diretas, contribuindo para a diminuição da abundância de predadores especialistas no consumo de coelho, nomeadamente o lince-ibérico (*Lynx pardinus*) e afetando a atividade venatória. Como resposta a estas consequências, surgiram diversas medidas de gestão, cujo objetivo é fomentar a abundância das populações de coelho-bravo (*e.g* através de repovoamentos, campanhas de vacinação) (Angulo, 2003; Delibes-Mateos., 2008a).

Frequentemente utilizam-se medidas de gestão de habitat, cuja meta fundamental é elevar a capacidade de carga, satisfazendo os requisitos ecológicos das espécies e possibilitando o aumento da sua abundância e posterior expansão para áreas circundantes. Relativamente ao coelho-bravo, as medidas de gestão focam-se na reprodução das paisagens tradicionais, *i.e* mosaicos agrícolas interpenetrados por vegetação natural, providenciando alimentação e abrigo (Moreno e Villafuerte, 1995). Assim, as medidas de gestão de habitat geralmente consistem em 1) criar zonas de alimentação (sementeiras de culturas ou pastagens) e 2) criar áreas de refúgio (providenciando abrigo através da gestão de matos e/ou construindo estruturas artificiais – morouços, que funcionam como tocas em zonas de escasso abrigo) (Rouco *et al.*, 2011).

Em regra, é sabido que as técnicas de gestão de habitat que são aplicadas na recuperação das populações de coelho, são consideradas eficazes nos ecossistemas mediterrânicos (Ferreira e Alves, 2009; Moreno e Villafuerte, 1995). No entanto, até à data, tem-se medido essa eficácia apenas através das alterações produzidas à escala local, em parcelas (cercados) de coelho-bravo, com ou sem a aplicação de medidas de gestão de habitat. Portanto, é natural que surjam determinadas questões, nomeadamente as que dizem respeito ao impacto a nível populacional e quanto à eficácia absoluta da combinação de várias medidas de gestão. Exemplificando, crê-se que as mudanças

observadas após a aplicação de medidas de gestão de habitat, em populações com baixa densidade sejam sobrevalorizadas, precisamente por existirem tão poucos indivíduos. Nestes casos aparentemente eficazes, crê-se que estas medidas não sejam suficientes para elevar a abundância de coelho-bravo para níveis com significado biológico, ou seja, capazes de suportar populações especialistas desta presa (Palomares, 2001) ou ainda assegurar a exploração cinegética (Farfan *et al.*, 2004).

Como tal, esta dissertação incidirá sobretudo em três pontos fundamentais:

1) Na elaboração de um modelo (Índice de Adequabilidade de Habitat ou *Habitat Suitability Index*) de distribuição geográfica potencial de coelho-bravo na Herdade da Espadaneira, construído com base em diferentes variáveis ambientais e requisitos ecológicos do coelho-bravo, recorrendo a um Sistema de Informação Geográfica (*Quantum GIS 2.4.0 – Chugiak*);

2) Verificar se as zonas de maior densidade de indícios de coelho-bravo correspondem às áreas com condições ótimas de habitat, de acordo com a bibliografia;

3) Finalmente, pretende-se reunir o estado da arte relativo às medidas de gestão de habitat, comparando a eficácia, custos e frequência de utilização das mesmas, para que após a identificação das áreas prioritárias de conservação de coelho-bravo na área de estudo, seja possível efetuar uma sugestão fundamentada das melhores medidas que existem atualmente para gerir populações de *Oryctolagus cuniculus*.

Revisão bibliográfica

1.1 Perspetiva histórica e distribuição mundial

Os ancestrais dos lagomorfos surgiram no continente asiático, durante a época do Paleoceno da Era Cenozoica (há 55 milhões de anos), expandindo-se pela América do Norte e desaparecendo posteriormente do continente Asiático, Ferrand *et al.* (1998). Segundo estes autores, na América do Norte os primeiros leporídeos conhecidos datam do Mioceno.

Mais tarde, os antepassados dos leporídeos atuais colonizaram a Ásia a partir do estreito de Bering e por aí dispersaram pelo continente europeu. O fóssil de coelho mais antigo, encontrado na Península Ibérica tem 2,5 milhões de anos (Ferrer e Negro, 2004). Os primeiros vestígios atribuídos diretamente a *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758) apareceram no final do Pleistoceno (há 900 mil anos) e localizam-se no sul de Espanha. A glaciação de Mindel (500 mil anos) terá provocado

uma redução da distribuição de *Oryctolagus cuniculus*, confinando esta espécie ao Sul de França e Sudoeste da Península Ibérica (Ferrer e Negro, 2004).

A diferenciação morfológica e genética das duas subespécies atualmente aceites, *Oryctolagus cuniculus cuniculus* e *Oryctolagus cuniculus algirus* terá ocorrido durante a época do Pleistoceno (Ferrand *et al.*, 1998).

A subespécie *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, ocupa o norte de Espanha e o sul de França, e dela derivam as populações de Inglaterra, Alemanha, Austrália e Nova Zelândia, parte das Américas e de muitas pequenas ilhas (*e.g* ilhas Macquarie, Smith), sendo também a origem de todos os coelhos domésticos (Figura 1). A subespécie *Oryctolagus cuniculus algirus* ocorre no sudoeste da Península Ibérica e dela derivam as populações do Norte de África e de numerosas ilhas atlânticas e mediterrânicas (Angulo, 2004; Villafuerte, 2002).



Figura 1: Distribuição mundial do coelho-bravo (IUCN, 2015)

Relativamente à distribuição atual do coelho-bravo europeu, pode constatar-se que existe simpatria nas áreas de distribuição das duas subespécies (Figura 2):

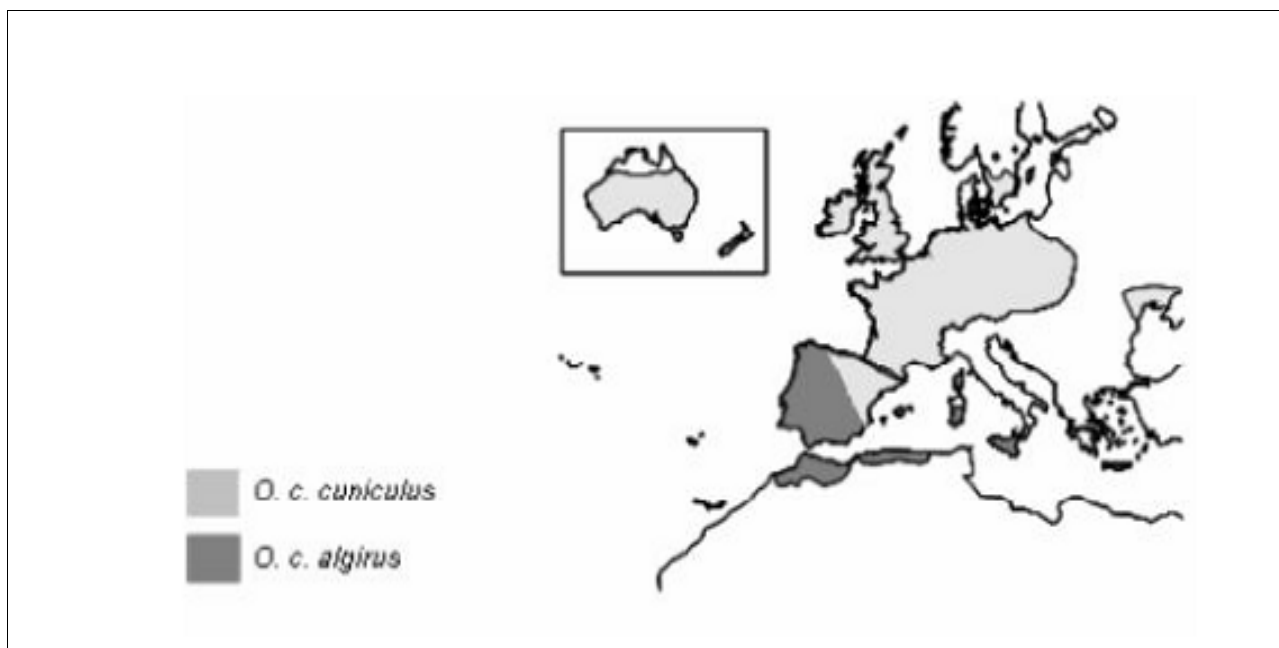


Figura 2: Distribuição geográfica das duas subespécies de coelho-bravo na Europa, Norte de África e Oceânia (Adaptado de Oliveira, 2012)

1.2 Breve descrição da espécie

Morfologia

O coelho-bravo é um pequeno mamífero pertencente à família *Leporidae*, caracterizado por uma pelagem com uma coloração variável do pardo ao cinzento, com tons amarelados nas partes occipitais e nas patas e o ventre esbranquiçado, cauda curta cuja parte interna está coberta por pêlo branco, olhos laterais de cor negra, fortes patas posteriores mais desenvolvidas que as dianteiras, permitindo-lhe uma corrida aos saltos e ziguezagues dificultando desta forma a captura pelos predadores e orelhas compridas (sendo estas menores comparadas com as dos seus parentes do género *Lepus*) com muita mobilidade e dirigindo-se para a origem dos sons circundantes (Gálvez-Bravo, 2011; La Fuente, 1993).

Nas duas subespécies, o comprimento total do adulto é de 35 cm. Os animais pertencentes à subespécie *Oryctolagus cuniculus cuniculus* são mais pesados (1,5 kg a 2 kg) que a subespécie *Oryctolagus cuniculus algirus* (0,9 kg a 1,34 kg), sendo a fêmea ligeiramente maior e mais pesada que o macho (Blanco *et al.*, 1998; Villafuerte, 2002).

O coelho-bravo não apresenta dimorfismo sexual e os adultos e juvenis, sendo morfologicamente semelhantes, podem ser distinguidos pelo tamanho e pelo comprimento das patas posteriores (Gálvez-Bravo, 2011).

Etologia

O coelho-bravo tem hábitos essencialmente crepusculares e noturnos, restringindo durante o dia a sua atividade à proximidade da toca (Figura 3) ou às áreas de mato denso (Villafuerte e Jordan, 1991).

Vive em grupos familiares de 2 a 7 animais adultos e respetivas crias do ano, com um macho e fêmea dominantes (Villafuerte, 1994; Villafuerte e Jordan, 1991). O número de indivíduos por colónia (Figura 4) depende do tipo de terreno, da disponibilidade alimentar e da proporção entre machos e fêmeas em dado local (Gonçalves, 2010). O comportamento social no seio do grupo obedece a uma hierarquia: a fêmea dominante assegura a coesão do grupo, ao passo que o macho dominante ocupa a maior parte do tempo em marcações e é responsável pela maior parte das cobrições (Gonçalves, 2010). As fêmeas disputam as tocas de reprodução, sendo a fêmea dominante a responsável pela escolha da toca com melhores condições (Ward, 2005).

Segundo San Miguel *et al.* (2006), as deslocações diárias do coelho-bravo variam entre 300 a 500 m a partir da sua zona de refúgio.

Na comunicação entre indivíduos, as fezes desempenham um papel fundamental ao nível da marcação de territórios. A formação de latrinas, localizadas em locais específicos, é um método eficiente de comunicação olfativa e de troca de informação (Sneddon, 1991).



Figura 3: Toca individual de coelho-bravo



Figura 4: Colónia de coelho-bravo

A dimensão do domínio vital parece dever-se à cobertura de vegetação, sendo os domínios vitais mais pequenos em zonas com maior área de abrigo. O domínio vital é também superior à noite, comparativamente com o dia (Lombardi *et al.*, 2007).

Reprodução

Pode reproduzir-se durante todo o ano, sendo a reprodução influenciada pelo clima (sazonalidade do regime pluviométrico e de temperatura) e pelo foto-período no caso dos machos; nas fêmeas o principal facto para iniciar a reprodução é a disponibilidade de vegetais em crescimento, especialmente de gramíneas (Villafuerte, 2002).

Na Península Ibérica a época de reprodução decorre entre Novembro e Junho, sendo máxima entre Janeiro e Maio (Villafuerte, 2002). Apresenta uma estratégia reprodutiva do tipo “r” (Villafuerte, 1994). O período de gestação dura entre 28-30 dias podendo as fêmeas ter 3 a 5 partos por ano, resultando de cada um deles 3 a 6 láparos. (Villafuerte, 2002). Em Portugal, o tamanho médio da ninhada ronda as 4 crias por fêmea, podendo a fêmea ter até três a quatro ninhadas por ano (Gonçalves *et al.*, 2002).

Poucos dias antes do parto a fêmea constrói e prepara várias câmaras de criação, no interior da toca comunitária de refúgio ou tocas exclusivas de criação, no exterior (Oliveira, 2012). Uma vez eleita a câmara na qual parirá, cobre o solo com erva e pêlo que ela mesmo arranca do seu ventre (Oliveira, 2012). Após o nascimento, os láparos permanecerão na câmara de criação, sendo amamentados uma ou duas vezes por dia, durante os primeiros 19-21 dias (Oliveira, 2012). Em cada visita a fêmea abre e fecha com terra a entrada da toca para proteger as crias dos predadores (Oliveira, 2012).

Os láparos nascem cegos, abrindo os olhos ao fim de 13 dias, e sem pêlo, que começa a crescer aproximadamente após uma semana (Ward, 2005). Por volta das 3 semanas abandonam a toca, ficando ainda durante mais duas ou três semanas dependentes da amamentação (Ward, 2005).

As distâncias de dispersão após desmame são baixas, sendo registadas dispersões máximas de 2 km (Calvete *et al.*, 2005). Os juvenis de *Oryctolagus cuniculus algirus* alcançam a maturidade sexual por volta dos 4 meses e no caso do *Oryctolagus cuniculus cuniculus*, aos 9 meses (Angulo, 2004).

Durante a época de acasalamento, os machos e fêmeas envolvem-se em exibições de força para determinar o seu estatuto social e os dominantes acasalam entre si (Alves, 2004).

Alimentação

Apresenta uma dieta diversa com elevada plasticidade que lhe permite adaptar-se aos recursos disponíveis em cada momento e em cada local (Chapuis e Gaudin, 1995). A sua dieta é ampla, incluindo plantas herbáceas e lenhosas, sendo que as gramíneas constituem cerca de 70% da dieta do coelho-bravo (Villafuerte e Jordan, 1991).

A variedade de alimento consumido é maior na Primavera comparativamente com as restantes estações do ano. Durante o período de repouso vegetativo das plantas (Outono/Inverno), o regime alimentar altera-se, sendo constituído maioritariamente por raízes e caules ricos em fibras celulósicas (Cooke, 1982), cuja digestão é facilitada por adaptações morfológicas e por coprofagia. Este comportamento contribui para o aumento da capacidade de carga do habitat (Villafuerte e Jordan, 1991).

O mecanismo de coprofagia está adaptado para o aproveitamento de alimentos de baixa qualidade (Calvete, 2002). O alimento é também digerido pela flora bacteriana existente no ceco do coelho-bravo, produzindo um tipo especial de excrementos (cecotrofos) muito ricos em proteínas e vitaminas, macios, de cor clara e unidos por uma película mucosa que o coelho volta a ingerir diretamente do ânus para realizar uma segunda digestão dos mesmos, depois da qual se produz os excrementos definitivos (Calvete, 2002; Ferreira, 2003).

Este mecanismo é especialmente eficaz para a nutrição deste lagomorfo quando o alimento é escasso ou de má qualidade, constituindo uma vantagem relativamente a outras espécies de herbívoros, quando é necessário colonizar habitats marginais ou ter que enfrentar transitoriamente condições adversas (Calvete, 2002; Ferreira, 2003).

Habitat

O coelho-bravo possui uma enorme capacidade de adaptação a vários habitats (Lopes, 1995). Os principais fatores que determinam a abundância deste animal na Península Ibérica, a uma ampla escala regional são a inclinação do terreno, a altitude, a precipitação e o tipo de solo (Calvete *et al.*, 2004a; Saldaña *et al.*, 2007; Trout *et al.*, 2000).

A estrutura da vegetação é também uma variável importante, sendo que se regista maior abundância de coelho-bravo em zonas de mato com reduzido material lenhoso ao nível do solo, mas com uma cobertura superior desenvolvida, oferecendo maior protecção contra predadores e facilidade de acesso ao solo (Beja *et al.*, 2007).

Esta espécie ainda que adaptável e de ampla distribuição, raramente cria colónias com um número de indivíduos significativo em altitudes superiores aos 1000 metros (Calvete, 2002), embora seja possível por exemplo, observar coelhos a uma altitude superior na Serra da Estrela.

Os pequenos pontos de água, assim como as margens dos rios e ribeiros são importantes na definição do seu habitat (Angulo, 2003; Villafuerte, 2002). A probabilidade de ocorrer em habitats muito homogêneos como monoculturas ou bosques é relativamente reduzida, já que as melhores condições são oferecidas por vegetação diversa, em que as áreas de refúgio se encontram alternadas com as de alimentação, otimizando desta forma o esforço de alimentação e minimizando o risco de serem predados (Calvete, 2002). O seu habitat ótimo é pois um mosaico diversificado (Figura 5), que proporcione pelo menos 40% de cobertura vegetal arbórea ou arbustiva para protecção contra predadores e áreas contendo vegetação herbácea incluindo cereais, como fonte de alimento (Carvalho e Gomes, 2004).



Figura 5: Paisagem em mosaico (González, 2003)

Ambos os tipos de coberto vegetal devem encontrar-se numa área reduzida, pois o território de um indivíduo adulto é relativamente pequeno, entre 1 e 2 hectares (Delibes-Mateos *et al.*, 2000; Ward, 2005).

Em termos edáficos os coelhos preferem solos profundos, fáceis de escavar (*e.g* arenosos) e bem drenados, de modo a garantir uma boa estrutura para as tocas (Borges 2004; Calvete *et al.*, 2004a). As mesmas tornam-se quase indispensáveis para a reprodução e protecção contra predadores, ganhando maior importância em áreas de escassa vegetação e em habitats que

apresentam condições adversas, tais como temperaturas extremas ou secas prolongadas (Calvete *et al.*, 2005; Delibes-Mateos e Gálvez-Bravo, 2009; Ward, 2005).

As latrinas, têm um efeito benéfico na fertilidade do solo e portanto no crescimento da vegetação, mas também funcionam como áreas de alimentação para numerosos invertebrados (Calvete *et al.*, 2005; Delibes-Mateos e Gálvez-Bravo, 2009; Ward, 2005).

Predadores

Vários estudos reconhecem a importância do coelho-bravo na dieta de mais de 40 predadores ibéricos (Delibes-Mateos e Hiraldo, 1981; Jacsic e Soriguer, 1981) especialmente na dieta de alguns predadores emblemáticos e/ou ameaçados *e.g* lince-ibérico, *Lynx pardinus* (Moreno *et al.*, 2004); águia-imperial, *Aquila adalberti*: (Ferrer e Negro, 2004). Entre os predadores de coelho-bravo, o lince-ibérico e a águia imperial ibérica são considerados espécies super-especialistas (Delibes-Mateos *et al.*, 2009). A dieta do lince-ibérico consiste em 80-100% de coelho e uma fêmea com crias poderá capturar até 4 coelhos por dia (Delibes-Mateos *et al.*, 2000). Esta espécie necessita de uma densidade de coelhos de 1 e 4,6 coelhos/ha no Outono e Primavera, respetivamente, para estabelecer territórios reprodutivos (Palomares *et al.*, 1995). A dieta da águia imperial consiste em 40-80% de coelho, aumentando quase para 100% quando possuem crias, estando a distribuição desta ave de rapina correlacionada com a abundância da sua principal presa (Delibes-Mateos *et al.*, 2007).

Apesar de tudo, o coelho evoluiu para ser tolerante a altas taxas de predação, desenvolvendo comportamentos de defesa e uma alta taxa reprodutiva (Gálvez-Bravo, 2009).

São de notar as elevadas percentagens de biomassa alimentar correspondente a coelho-bravo no lince-ibérico, águia-imperial e águia-real (adaptado de Gonçalves, 2002) (Tabela 1).

Tabela 1: Proporção de coelho-bravo presente na dieta dos principais predadores ibéricos

Predadores	Nome científico	% Vertebrados	% Coelho-bravo	% Biomassa alimentar
Lobo	<i>Canis lupus</i>	80	5	vestigial
Raposa	<i>Vulpes vulpes</i>	-	10	73
Texugo	<i>Meles meles</i>	11	5	70
Doninha	<i>Mustela vinalis</i>	96	30	46
Fuinha	<i>Martes foina</i>	43	3	5
Sacarrabos	<i>Herpestes ichneumon</i>	48	22	77
Geneta	<i>Genetta genetta</i>	34	1	5
Gato-bravo	<i>Felis silvestres</i>	100	22	62
Lince-ibérico	<i>Lynx pardinus</i>	100	79	85
Milhafre-real	<i>Milvus milvus</i>	93	29	44
Milhafre-preto	<i>Milvus migrans</i>	97	11	18
Açor	<i>Accipiter gentilis</i>	100	12	14
Águia-de-asa-redonda	<i>Buteo buteo</i>	84	26	46
Águia-de-bonelli	<i>Hieratus fasciatus</i>	100	55	60
Águia-calçada	<i>Hieratus pennatus</i>	97	22	31
Águia-real	<i>Aquila chrysaetus</i>	100	39	58
Águia-imperial	<i>Aquila adalberti</i>	100	53	70
Abutre do Egito	<i>Neophron percnopteros</i>	99	29	35
Abutre preto	<i>Aegypius monachus</i>	99	42	42
Águia-caçadeira	<i>Circus pygargos</i>	45	1	11
Peneireiro-vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	29	+	1
Coruja-das-torres	<i>Tyto alba</i>	96	+	vestigial
Bufo-real	<i>Bubo bubo</i>	94	47	64
Bufo-pequeno	<i>Asio otus</i>	97	+	vestigial
Mocho-galego	<i>Athene noctua</i>	6	1	8
Coruja-do-mato	<i>Stryx aluco</i>	61	8	54
Cobra-de-escada	<i>Elaphe scalaris</i>	-	6	-
Cobra-rateira	<i>Malpolon monspessulanus</i>	-	3	-

Estatuto Conservacionista

De acordo com a IUCN (2008), a classificação mundial do coelho-bravo é a de espécie *Quase Ameaçada*. Este lagomorfo é um colonizador bem sucedido e é considerado uma praga fora da sua área de ocorrência original, onde a sua erradicação é uma prioridade de conservação (Thompson e King, 1994).

Estima-se que as populações de *Oryctolagus cuniculus* tenham decaído em 95% desde 1950 na sua área de distribuição original, e 80% desde 1975 em Espanha (Delibes-Mateos *et al.*, 2000). Esta tendência deve-se a doenças, perda de habitat e mortalidade direta por influência humana (Ward, 2005).

Em Portugal, a espécie está classificada como *Quase Ameaçada*. “A espécie teve uma redução populacional que pode ter atingido os 30% nos últimos 10 anos, por causas que podem não

ter cessado, não ser compreendidas ou não ser reversíveis, de acordo com a avaliação de um índice de abundância, que se supõe persistir em consequência dos níveis de exploração e efeitos de agentes patogénicos; na adaptação à escala regional, desceu uma categoria por se considerar a possibilidade de ocorrer imigração significativa a partir de territórios adjacentes” (Cabral *et al.*, 2005).

1.3 Importância ecológica

O coelho-bravo é considerado uma espécie-chave nos ecossistemas ibéricos, destacando-se o facto de ser um importante recurso alimentar para 19 espécies de aves de rapina diurnas e noturnas, e 10 espécies de mamíferos carnívoros (Delibes-Mateos e Hiraldo, 1979; Moreno, 1991).

De uma maneira geral, alguns predadores manifestam alterações mínimas no tamanho do seu domínio vital após um declínio na abundância da sua presa primária, ao passo que outros poderão expandir o seu território (Norbury *et al.*, 1998). Contudo existem outro tipo de reações caso a abundância de presas primárias decline, como sejam aumentar o consumo de presas secundárias, concentrar a atividade alimentar em áreas que contêm uma densidade de presas superior ou aumentar o esforço de captura (Norbury *et al.*, 1998).

Ora as espécies especialistas, que dependem de uma presa principal no seu território, veem reduzida a probabilidade de adaptação às rápidas alterações ambientais, uma vez que precisam de cobrir uma superfície maior para satisfazer os seus requisitos alimentares quando a sua presa diminui, acarretando por vezes elevados riscos de mortalidade, o que em última análise tem como consequência a extinção destas espécies (Moreno, 1991).

Um dos casos frequentemente referidos na literatura é o do lince-ibérico, espécie para a qual a redução das populações de coelho-bravo ao longo do tempo terá provocado um colapso do sistema de organização espacial, despoletando um aumento das dimensões do território ocupado. O mesmo não se verifica com as populações de predadores generalistas *e.g* raposa e sacarrabos, uma vez que apresentam maior plasticidade ecológica.

A importância do coelho-bravo como elo da teia trófica reflete-se não só nos seus predadores, mas também nas populações de outras espécies presa devido ao facto de levar a uma menor pressão dos carnívoros sobre estas, como por exemplo a lebre (*Lepus granatensis*) ou a perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) (Havet e Granval, 1996; Mollot e Granval, 1996).

1.4 O coelho-bravo como engenheiro de ecossistemas

Descobriu-se recentemente uma componente ecológica do coelho-bravo que vai mais além do seu papel como espécie-presa ou como herbívoro: a capacidade de modificar o meio ambiente

tornando-o mais favorável para si e para outras espécies. Esta componente resulta da sua capacidade escavadora, da deposição de excrementos em latrinas e outros efeitos indiretos derivados da herbivoria. Assim, o coelho-bravo pode ser considerado um engenheiro de ecossistemas (Jones *et al.*, 1994; Gálvez-Bravo, 2008).

As luras beneficiam diversas espécies comensais, verificando-se recentemente num estudo a utilização das mesmas por mais de 15 espécies de vertebrados e constatando-se também um efeito positivo e significativo sobre a diversidade de lacertídeos (Gálvez-Bravo *et al.*, 2009). Para além disso verificou-se que as tocas servem também de local de nidificação/reprodução para a cobra-rateira (*Malpolon monspessulanus*), (Blásquez e Villafuerte, 1990) e do texugo (*Meles meles*), (Revilla *et al.*, 2001).

A acumulação de excrementos em latrinas e a urina no solo constituem uma fonte importante de nutrientes e têm uma elevada capacidade para modificar as propriedades físico-químicas do solo, aumentando significativamente a proporção de matéria orgânica, alterando o pH do solo, aumentando a diversidade e biomassa da comunidade vegetal e alterando a sua composição florística (Gálvez-Bravo, 2008; Petterson, 2001).

Um efeito indireto mas potencialmente importante da herbivoria do coelho-bravo, é o seu papel como dispersor de sementes das plantas que consome. Este animal é um ávido consumidor de sementes e este aspeto da sua biologia tem influência na composição florística, devido ao seu consumo seletivo (Díaz, 2000). Podem encontrar-se sementes tanto de plantas herbáceas como de plantas lenhosas nos seus excrementos (Dellafiore *et al.*, 2006).

1.5 Importância cinegética

Devido à facilidade de caça e à sua relativa abundância histórica, o coelho-bravo foi durante séculos, um importante recurso alimentar no meio rural. Do ponto de vista social e económico esta espécie apresenta ainda hoje um valor inegável, sendo uma das espécies de caça menor mais procurada pelos caçadores, representando uma importante fonte de receitas na Península Ibérica.

Em Espanha, o coelho, juntamente com a perdiz-vermelha, é uma das principais peças de caça menor, sendo a espécie com maior número de indivíduos abatidos apesar da regressão das suas populações (Ballesteros, 1998). De acordo com Delibes-Mateos e Gálvez-Bravo (2009) foram abatidos mais de 4 milhões de coelhos na temporada de 2001-2002, verificando-se grande relevância do ponto de vista económico.

1.6 Tendências populacionais

1.6.1 Perda de habitat

A perda e fragmentação de habitat é vista como uma das principais causas para o declínio das populações de coelho-bravo. O crescimento económico e o posterior êxodo rural criaram alterações no sistema agrário, levando à intensificação da agricultura e da indústria pecuária em certas áreas e ainda ao abandono e subutilização de vastas áreas rurais, onde os usos tradicionais da agricultura entretanto cessaram de ser competitivos (Fernandez-Alés *et al.*, 1992). Ambos os processos contribuíram para a substituição dos habitats em mosaico, característicos das paisagens agrícolas tradicionais do Mediterrâneo, por habitats de monoculturas e pastagens (Romero-Calcerrada *et al.*, 2004). As áreas densamente florestadas, à semelhança das vastas áreas de monoculturas, não providenciam recursos alimentares viáveis nem protecção contra predadores (Ward, 2005). Grande parte do habitat considerado ótimo para o coelho perdeu-se recentemente devido aos fenómenos de urbanização e desenvolvimento de infraestruturas mas também aos fogos florestais em Portugal e Espanha (Ward, 2005).

Os fatores anteriormente referidos tiveram um impacto negativo nas populações de coelho-bravo, contribuindo para o declínio da espécie.

1.6.2 Pressão cinegética

Enquanto que as técnicas de caça tradicionais eram sustentáveis, algumas práticas mais recentes têm também contribuído para o declínio das populações do coelho-bravo. O número de animais abatidos tem vindo a aumentar consideravelmente nos últimos anos e de um modo geral a caça furtiva é uma prática comum em muitas regiões, potenciando o impacto das epizootias (Angulo, 2003; Delibes-Mateos *et al.*, 2000).

1.6.3 Predadores

Os predadores naturais do coelho-bravo, não sendo uma variável fulcral para a sua regressão, desempenharam um papel importante na sua dinâmica populacional, tanto que o coelho e respetivos predadores sobreviveram em conjunto durante milénios na Península Ibérica (Angulo, 2004). No entanto, depois de iniciado o processo de declínio (em conjunto com a diminuição dos predadores de topo como o lince-ibérico), alguns predadores generalistas, concretamente a raposa, sacarrabos, gatos e cães assilvestrados, poderão ter contribuído para o insucesso das ações de recuperação da espécie, em particular pela pressão que os predadores generalistas exercem sobre os juvenis (Moreno, 1991).

1.6.4 Doenças

Desde os anos 50 do século XX que se verifica uma tendência de redução das populações de coelho-bravo na Península Ibérica, devida principalmente a duas enfermidades víricas: A mixomatose e a doença hemorrágica vírica (DHV ou RHD, rabbit haemorrhagic disease). Estima-se que estas doenças sejam responsáveis por uma redução populacional na ordem dos 24% em Portugal (Alves e Ferreira, 2002) e de 73% em Espanha (Virgós *et al.*, 2005).

Mixomatose

A mixomatose é uma doença causada por um vírus sul-americano que foi introduzido deliberadamente em França nos anos 50, com o objetivo de controlar populações de coelho com elevada densidade e que provocavam prejuízos na agricultura. Estima-se que, a nível global, esta doença tenha contribuído para uma redução populacional na ordem dos 90%. Esta enfermidade aniquila os coelhos selvagens direta ou indiretamente, aumentando a suscetibilidade à predação. (Ward, 2005).

O vírus é transmitido por artrópodes hematófagos, como mosquitos ou pulgas, que atuam como vetores da doença, de um coelho doente para um são. Os animais infetados desenvolvem mixomas (tumores benignos) nos locais onde o vírus se replica. Também são características inflamações e edema (acumulação anormal de líquido extra-celular) nas pálpebras, cabeça e órgãos genitais (Delibes-Mateos *et al.*, 2009; Oliveira, 2012). Os animais têm dificuldade em alimentar-se e a visão é afetada, pelo que definham e acabam por morrer devido a outras doenças, fome, predação ou por atropelamento (Delibes-Mateos *et al.*, 2009; Oliveira, 2012).

A dinâmica da doença no campo é determinada pela densidade das populações, quantidade de vetores e pela existência de coelhos jovens, que são susceptíveis à infeção (mortalidade na ordem dos 35%). A maioria dos coelhos adultos é imune à doença, visto que a superaram na fase juvenil. Os maiores surtos registam-se em Junho/Julho, após o nascimento das crias e na época ótima de desenvolvimento dos vetores: Primavera para as pulgas e final do Verão para os mosquitos (Ward, 2005).

Doença Hemorrágica Vírica (DHV)

Quando as populações ibéricas de coelho-bravo recuperavam da mixomatose surgiu a DHV, cujo efeito devastador veio reduzir de uma forma mais assertiva as já enfraquecidas populações de coelho-bravo (causando uma mortalidade entre 55% e 75%) e impedindo a sua recuperação

(Villafuerte *et al.*, 1995; Ward, 2005). É então provável que a existência de uma das doenças esteja a prejudicar a recuperação relativamente aos efeitos da outra, por matar indivíduos já imunes.

A doença hemorrágica viral é provocada por um calicivírus que foi detetado pela primeira vez na China em 1984, tendo aparecido em Espanha em 1988. O seu aparecimento provocou reduções drásticas nas populações que variaram entre 50 a 90% (Villafuerte *et al.*, 1994). O vírus ataca o fígado, provocando a coagulação do sangue e hemorragias internas, dando-se o período de incubação entre 16 a 48 horas e a morte entre 6 a 24 horas após o início da febre (Villafuerte *et al.*, 1994).

Devido à rapidez do seu desenvolvimento, a doença não provoca sintomas externos, observando-se por vezes a efluência de sangue pelo nariz e boca. Apenas os coelhos com idade inferior a 6-8 semanas podem ser infetados pelo vírus, sendo que os indivíduos com mais de 2 meses terão elevada probabilidade de morrer (VPRS, 2003). Os animais que resistem à infeção ganharão imunidade definitiva a posteriores infeções (VPRS, 2003). A transmissão é feita por contacto direto com animais infetados, ou indiretamente por objetos contaminados, ou por animais que atuam como vetores (*e.g.* moscas, pulgas).

O vírus pode permanecer no campo entre 105 a 225 dias, sendo muito resistente às condições do solo e do clima, particularmente quando as temperaturas são mais baixas (Ward, 2005). Em populações com baixa densidade de indivíduos, o vírus não é transmitido com tanta eficácia, sendo o impacto da doença mais baixo. Regista-se um pico de DHV no Inverno, que está relacionado com o clima e a entrada de novos sub-adultos na população (Ward, 2005). Na Figura 6 exibem-se os resultados referentes a vários estudos realizados em Espanha sobre o impacto da DHV em várias populações de coelho-bravo. De uma forma geral, as percentagens de declínio populacional registadas durante o período de entrada da DHV ultrapassam os 50%. Já no período pós-DHV verificam-se percentagens de declínio que variam entre 23% e 40%, sendo que existe um único caso (6) em que houve crescimento populacional na ordem dos 6,5%, no Norte de Espanha.

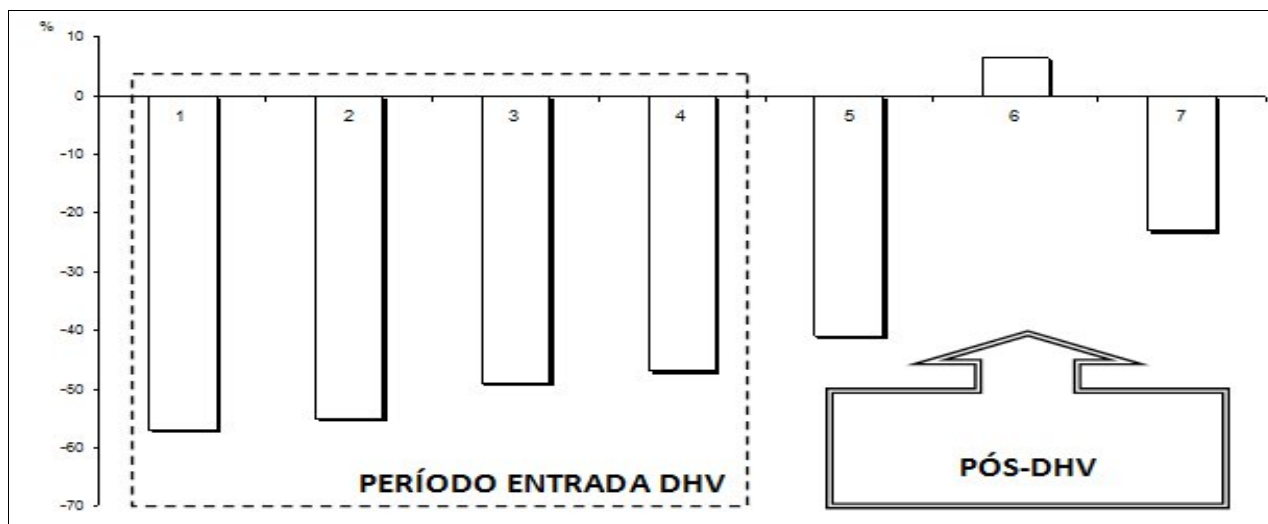


Figura 6: Tendências populacionais do coelho-bravo em Espanha. Autores e metodologia utilizada. (1) – (Piorno, 2006), estatísticas de caça. (2) – (Moreno *et al.*, 2007), contagem direta por faroladas em transectos (IKA). (3) – (Virgós *et al.*, 2007), estatísticas de caça. (4) – (Blanco e Villafuerte, 1993), utilização de índice de densidade relativo. (5) – (Calvete *et al.*, 2006), contagens de latrinas em transectos. (6) – (Williams *et al.*, 2007), contagem direta em transectos (IKA). (7) – (Delibes-Mateos *et al.*, 2008), mesmo método de (4).

Outras doenças

Coccidiose - É das doenças parasitárias mais comumente observadas no coelho-bravo. É causada por protozoários de várias espécies do género *Eimeria*, como *Eimeria perforans*, *Eimeria media*, *Eimeria magna* e *Eimeria stiedai* (Oliveira, 2012).

Todas as espécies referidas à exceção da última, reproduzem-se no epitélio intestinal e causam enterites, má nutrição e diarreia, cuja gravidade depende da intensidade da carga parasitária e das espécies implicadas. A contaminação ocorre por ingestão de alimentos ou água contaminada (Oliveira, 2012).

Segundo Borges (2007), os animais deixam de comer e beber, acabando por morrer de desidratação. O tratamento exige uma higiene correta das instalações e a prevenção desta doença deve ser feita mediante a administração de anticoccídeos na alimentação.

As ectoparasitoses mais frequentes são a sarna e as infestações causadas por pulgas e carraças (Oliveira, 2012).

1.7 Orientações para o fomento das populações de coelho-bravo

As ações de gestão de populações de coelho-bravo focam-se principalmente na mitigação da mortalidade (devido a predação, doenças, etc.) e ainda no aumento da produtividade (construção de morouços (tocas artificiais), disponibilização de comida suplementar, etc.). No entanto o conhecimento que serve de fundamentação a cada uma das medidas de gestão nem sempre é

profundo, apesar do esforço contínuo por parte da comunidade científica na investigação, seleção e desenvolvimento de novas técnicas de gestão.

Seguidamente reúnem-se diversas medidas de gestão potenciais que poderão integrar um plano de gestão de populações de coelho-bravo.

1.7.1 Pressão cinegética

A Península Ibérica tem grande potencial para ser explorada cinegeticamente, sendo que importantes receitas públicas provêm desta atividade (existem cerca de 1 milhão e 153.000 caçadores registados em Espanha e Portugal respetivamente e cuja atividade gera uma receita de 365 milhões de euros por ano) (Paixão *et al.*, 2009). Como tal, a gestão da pressão cinegética nas zonas de caça (calendário venatório, número de caçadores, moratórias, nº de peças caçadas etc) surge como uma ferramenta importante para o fomento e recuperação das populações de coelho-bravo.

Estes ajustamentos não são uma prática recente; de acordo com Angulo e Villafuerte (2003), 75% dos caçadores da região da Andaluzia implementaram restrições à caça por decisão própria com o objetivo de aumentar as populações de coelho especialmente em áreas de reduzida abundância dos mesmos. Para Williams *et al.* (2007) a tendência de recuperação das populações de coelho-bravo está positivamente correlacionada com a baixa pressão cinegética e bastariam pequenos ajustes para que se estabilizasse o declínio das populações.

No entanto, verificou-se que em áreas onde a atividade cinegética foi proibida, a tendência de redução da abundância de coelho-bravo acentuou-se, sugerindo que a proibição da atividade venatória por si só é insuficiente para assegurar a recuperação das populações. De facto, Delibes-Mateos *et al.* (2008) verificaram que a abundância de coelho é superior em zonas de caça ordenadas comparativamente com as áreas protegidas.

Adicionalmente, Angulo e Villafuerte (2003) entendem que as atuais políticas governamentais respeitantes ao período venatório no sudoeste europeu, afetam em grande medida a abundância de coelho-bravo e não preenchem os requisitos necessários para a conservação deste animal. Estes autores, defendem que um dos fatores que poderia contribuir para a modificação do estado das populações de coelho-bravo na Península Ibérica, seria a alteração do período venatório atual (Outono/Inverno) para o final da Primavera, período esse em que a caça seria otimizada, não comprometendo a conservação do coelho-bravo.

Contudo, nem toda a comunidade científica concorda com esta recomendação. Segundo Calvete *et al.* (2005), a dinâmica da gestão cinegética engloba uma interação entre diversos fatores: período venatório, seleção cinegética, mortalidade adulta sazonal, mortalidade juvenil e tendências

populacionais. Este tema deve ser objeto de mais estudos considerando os diferentes fatores envolvidos, no sentido de se otimizar a gestão das populações de coelho-bravo.

1.7.2 Controlo de predadores

O controlo de predadores é uma das medidas de gestão cinegéticas mais comuns na Península Ibérica. Esta medida destina-se a controlar populações de predadores de maneira a salvaguardar os ativos das populações de presas. Todavia, na maioria das vezes não se conhece a verdadeira dimensão da população de predadores nem a extensão e complexidade dos efeitos que a mesma causa. Assim, o controlo de predadores pode representar um sério risco para a biodiversidade, na medida em que pode afetar tanto espécies-alvo como espécies não-alvo (*e.g.* o uso de armadilhas ilegais associadas ao controlo de predadores, foi uma das principais causas de mortalidade do lince-ibérico nas últimas décadas) (Delibes-Mateos e Rodriguez, 2004).

O declínio populacional do coelho-bravo e de outras espécies de caça menor, teve como consequência o aumento do uso do envenenamento e outras formas de perseguição, que tiveram grande impacto nas populações de predadores ibéricos, nomeadamente em aves de rapina (Viñuela e Villafuerte, 2004).

Atualmente, o controlo de predadores encontra-se associado aos processos de reforço populacional das espécies cinegéticas, mas no entanto esta prática é objeto de discussão. De acordo com Rouco *et al.* (2008), a sobrevivência dos coelhos no momento de libertação num novo habitat, é determinada principalmente pela sua capacidade de adaptação ao habitat e não pelo controlo de predadores.

Todavia, alguns cientistas têm-se dedicado a investigar esta matéria (Beja *et al.*, 2008): Verificou-se que numa zona de caça ordenada situada na região sul de Portugal, a gestão cinegética conseguiu efetivamente reduzir as populações de predadores locais e Delibes-Mateos *et al.* (2008), observaram que a recuperação dos efetivos de coelho-bravo era mais expressiva em áreas onde o controlo de predadores foi uma medida de gestão cinegética recorrente.

Assim, é essencial desenvolver investigação no que toca ao tipo, intensidade e impacto do controlo de predadores e ainda determinar o valor desta medida, procurando saber se não existem outras técnicas que possam potencialmente substituir ou complementar o controlo de predadores (Borrador, 2008). Estes estudos devem também incluir a análise do impacto das ações de controlo de predadores nas populações dos mesmos.

1.7.3 Melhoria do Habitat

Em regra, as técnicas de gestão do habitat nos ecossistemas mediterrânicos com vista à recuperação das populações de coelho-bravo são consideradas eficazes (Ferreira e Alves, 2009).

Estas técnicas têm como objetivo o aumento da capacidade de carga do habitat através da disponibilização crescente de recursos ecológicos básicos.

Criação de áreas de refúgio

Quando o meio ambiente não proporciona condições suficientes para o desenvolvimento de populações de coelho, pode optar-se pela construção de refúgios e tocas artificiais (morouços).

A distinção entre morouço e refúgio é ténue: os morouços são estruturas de maiores dimensões cujo objetivo é o de os animais constituírem tocas para reprodução e se instalarem; os refúgios são estruturas mais simples e constroem-se geralmente em torno dos morouços, servindo para protecção contra predadores e para dispersão a partir da colónia mãe, já que também possuem condições para criar tocas de reprodução (Oliveira, 2012). Seguidamente apresentam-se diversos perfis de morouço:

Morouço de troncos e raízes

Este tipo de estrutura (Figura 7) fornece abrigo e permite a construção de tocas pelos coelhos. Podem ser utilizados galhos, troncos, raízes, terra, areia e até pedras com um tamanho que permita a circulação dos coelhos através desse amontoado.

É útil quando já existe uma população de coelhos na área, o solo é suave e há pouco coberto vegetal. Nestas condições os animais vão-se habituando gradualmente aos abrigos e transformam-nos progressivamente em tocas (Borrador, 2008).



Figura 7: Morouço de troncos (González, 2003)

Segundo Borrador (2008), a localização destas estruturas deve atender às seguintes condições: localizarem-se perto de áreas de vegetação natural e de alimentação; não devem estar sujeitos a inundação por chuvas fortes, possuindo uma boa drenagem; devem ser construídos sobre solo facilmente escavável, mas se o solo for relativamente duro pode trazer-se terra de outras áreas, ou revolvê-lo com recurso a uma escavadora, antes de construir os abrigos (Borrador, 2008).

Morouços de paletes

Para a construção destes viveiros, podem ser usados materiais como paletes e tubos de plástico (Figuras 8 e 9). As entradas principais com tubos de PVC estão reforçadas nas partes laterais com troncos para evitar que se deformem e partam pela pressão das pedras e terra que as recobrem. Podem também proteger-se as entradas com uma rede metálica para controlo de predadores.



Figura 8: Construção de morouço (<http://noctula.pt/abrigos-artificiais-coelho>)

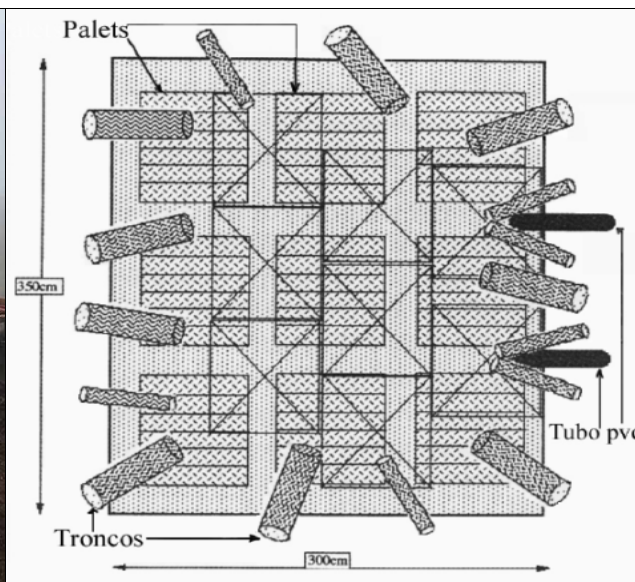


Figura 9: Esquema de morouço de paletes e troncos (González, 2003)

Constrói-se uma superfície com 9 paletes com a parte superior de madeira para cima e respeitando as passagens entre as mesmas, formando um piso de madeira homogêneo que cobre toda a estrutura e evita a entrada de terra nos espaços vazios, que vão ser utilizados pelos coelhos. O local onde vai ser construído o morouço é previamente escavado de forma a facilitar a construção de tocas. O calcamento do solo previne o afundamento da estrutura em caso de chuvas fortes (González, 2003).

De acordo com Oliveira (2012), devem tomar-se em consideração os seguintes factos, relativos à estrutura e localização dos morouços e refúgios:

- Devem ser instalados em superfícies declivosas de forma a evitar inundações;
- Podem ser seleccionados vários locais, a diferentes cotas, para que os coelhos utilizem alternadamente estas estruturas consoante as alterações climáticas;
- Deve revolver-se parte do solo sob os morouços, facilitando a construção das luras;
- Devem estar localizados entre o limite do mato e as pastagens e as entradas destas estruturas têm que estar resguardadas das chuvas e ventos dominantes;
- Os materiais empregues nos morouços devem ser o mais naturais possível e estar integrados na paisagem.

Melhoria da disponibilidade de alimento

Criação de zonas de alimentação

As culturas para a fauna são muito utilizadas em toda a Europa, principalmente no contexto da gestão cinegética e têm ação sobretudo a dois níveis (Beja *et al.*, 2003): 1) Fornecem alimento de uma forma direta através das partes verdes, frutos, grãos, raízes e sementes nas épocas do ano que são mais críticas para o coelho-bravo e que no contexto mediterrânico correspondem à Primavera e ao Verão e 2) Disponibilizam alimento de uma forma indireta através das plantas infestantes (leguminosas, gramíneas e compostas) e ainda dos invertebrados que estão associados às culturas (aranhas, pulgões, lagartas etc).

A seleção das culturas deve ter em conta, para além do objetivo a que se destinam, diversos fatores como sejam as condições do meio (solo, disponibilidade hídrica, clima) e ainda os recursos que estão disponíveis (maquinaria, mão-de-obra, etc).

O coelho é pouco exigente em relação à qualidade dos alimentos, no entanto, a sua preferência é por vegetação herbácea em crescimento, necessária para a ótima nutrição dos animais. As gramíneas são as mais apreciadas. As leguminosas são também bastante importantes para a sua nutrição, especialmente na época de reprodução, devido ao elevado teor proteico (Borrador, 2008).

Em épocas de escassez como no Verão, é frequente alimentarem-se de arbustos de baixo valor nutritivo, como a esteva (*Cistus sp.*) ou o tomilho (*Thymus sp.*). Porém, a má qualidade deste tipo de alimento debilita a condição física dos animais, comprometendo a sua sobrevivência (Beja *et al.*, 2007)

As principais características das culturas de gramíneas e de leguminosas utilizadas na Europa para fomentar a atividade cinegética encontram-se listadas na Tabela 2.

Tabela 2: Características das principais das culturas de gramíneas e de leguminosas utilizadas na Europa para fomentar a atividade cinegética (Beja *et al.*, 2003). (A verde – Gramíneas. A azul – Leguminosas).

Espécie	Época de sementeira	Natureza do solo	Misturas possíveis e dosagem (kg/ha)	Utilizada como
Alpista-tuberosa <i>Phalaris tuberosa</i>	Primavera	-	-	Coberto de abrigo e alimento para passeriformes
Aveia	Outono (Outubro)	Indiferente	+ervilhaca e soja.	Alimento no

<i>Avena sativa</i>			80 kg/ha	Inverno
Trigo de Inverno (1) e de Primavera (2) <i>Triticum sp.</i>	(1) fim do Verão; (2) início da Primavera	Não muito ácidos	+ervilhaca ou soja. 90 kg/ha	Alimento no Inverno
Milho <i>Zea mays</i>	Março	Rico	Intercalado com feijão ou azevém. 25 kg/ha	Uma das melhores culturas para a fauna cinegética
Milho-painço <i>Setaria italica</i>	Semelhante ao milho	Indiferente	7 kg/ha	Grão é um excelente alimento. Utiliza-se forrageiro ou graneiro
Moha <i>Setaria germanica</i>	Primavera	Rico	20 kg/ha	Resistente à seca e fonte de grão
Sorgo <i>Sorghum sp.</i>	Semelhante ao milho	Rico	-	Coberto ao longo do ano
Centeio <i>Secale cereale</i>	Fim do Verão	Indiferente; Tolerante à acidez	-	-
Luzerna <i>Medicago sativa</i>	Inverno ou início da Primavera. Em zonas frias, Primavera ou Outono	Argiloso-calcário	25-kg/ha	Coberto de nidificação, rico em insectos. Anual ou plurianual
Ervilhaca <i>Vicia sp.</i>	Após primeiras chuvas de Outono	Não ácido	Consociação com cereal, em particular aveia	Coberto de nidificação
Fava <i>Vicia faba</i>	Início do Outono	Rico	+luzerna+aveia 75-150kg/ha	Fonte de alimento: insectos e sementes
Ervilha-miúda de Inverno <i>Pisum arvense</i>	Outono ou Primavera consoante as formas	Argilo-silicioso	Outono: +fava+aveia/centeio Primavera: +aveia/cevada. 150-170 kg/ha	Partes verdes para alimentação
Trevo-encarnado <i>Trifolium incarnatum</i>	Nas primeiras chuvas do fim do Verão	Silico-argiloso, arenoso, xistoso ou granítico	+cevada/aveia, +azevém+tremoço-amarelo. 20-25kg/ha (debulhada)	Prados anuais, forragem verde e feno
Trevo-dos-prados <i>T. pratense</i>	Outono ou Primavera	Franco-argilosos ou argilo-siliciosos	9-40 kg/ha	Coberto de nidificação
Sanfeno	Primavera e	Calcário, seco.	Outono: 50-	Coberto de

<i>Onobrychis viciifolia</i>	Outono		150kg/ha Primavera: 130 kg/ha	nidificação (resistente à seca); fonte de insectos
------------------------------	--------	--	----------------------------------	---

Na plantação de cereais, é aconselhada a prática do cultivo anual e a rotação de culturas em três fases: lavoura, pousio e baldio, permitindo a variação ao longo do ciclo anual. No entanto, à medida que os cereais se desenvolvem deixam de estar acessíveis aos coelhos (Borrador, 2008). Para se criarem pastagens podem aplicar-se os seguintes métodos:

Limpeza de matos

A limpeza dos matos é a maneira mais simples de estimular o crescimento da vegetação herbácea. Dependendo da dimensão dos arbustos, os restos vegetais resultantes da limpeza devem ser aproveitados para a construção de morouços. Contudo, a reduzida quantidade de sementes de herbáceas torna os prados resultantes pobres e esparsos, havendo também rápida regeneração das espécies lenhosas pré-existent. Para o desenvolvimento das herbáceas e sua manutenção, pode ser benéfico o lançamento de sementes, sendo necessário o controlo periódico dos matos (Borrador, 2008), que pode ser feito de várias formas:

- Uso de fogo controlado: Rollan e Real (2010), verificaram que as áreas onde se utilizou a técnica do fogo controlado, seguida pela remoção de árvores e troncos queimados, foram as que apresentaram melhores resultados relativamente ao aumento da abundância de coelho-bravo;
- Pastoreio: dependendo da intensidade (quantidade de animais) e tipo de gado utilizado, pode ser uma ferramenta bastante eficaz no controlo de matos, devido ao pisoteio e uso como alimento. É uma medida eficaz na prevenção de incêndios e tem um impacto positivo sobre a biodiversidade, criando condições favoráveis em termos de estrutura de habitat para diversas espécies ameaçadas (Ruiz-Mirazo *et al.*, 2009; Metera *et al.*, 2010);
- Corte: não danifica as raízes das plantas, levando à rápida regeneração dos arbustos (Borrador, 2008);
- Gradagem: elimina a vegetação arbustiva, devendo ser feita longe de árvores para não danificar as raízes. Porém esta técnica deve ser evitada, pois quando praticada frequentemente leva à degradação do solo (Borrador, 2008).

Estrutura das zonas de alimentação

Considerada-se que as culturas numa faixa de 15-20 metros junto às zonas de refúgio, estão destinadas a servir de alimento. As incursões em busca de alimento são maiores durante o período crepuscular e noturno, e geralmente não superam os 100 metros de distância relativamente ao local de refúgio. A zona mais utilizada é a que se situa num raio de 25 metros (Borrador, 2008).

A situação ideal é aquela em que os coelhos, num raio de 50 metros em torno do seu refúgio, têm disponíveis quer parcelas cultivadas quer terrenos baldios. Por isso, e para que haja otimização da área de alimentação é aconselhável que a sua largura não seja superior a 50-100 metros, salvo em casos em que se pretende deixar manchas de mato no centro da área a gerir (Borrador, 2008).

Fornecimento adicional de alimento e água

O fornecimento adicional quer de alimento quer de água é adequado e recomendável em determinadas circunstâncias. Na época de reprodução, é muitas vezes necessário aumentar a quantidade de alimento disponível, uma vez que nesta altura é necessário um maior consumo de calorías para que a reprodução dos indivíduos adultos e a alimentação dos láparos seja equilibrada e suficiente (Borrador, 2008).

Nos períodos em que existe falta de alimento com qualidade, como no Verão, é importante o fornecimento de rações/sementes/vegetais de modo a garantir a sobrevivência dos coelhos. Uma forma simples de o fazer é espalhar o alimento, transportando com um veículo sacas furadas para que o grão vá caindo pelo percurso. Outro método passa por distribuir fardos de feno de alfalfa na proximidade das tocas. No caso de fêmeas lactantes, o fornecimento de água ou alimento vegetal rico em água é imprescindível. Deve ter-se em conta que no final da Primavera a disponibilidade de água vai diminuindo progressivamente, de modo que é necessário assegurar o seu fornecimento através da instalação de bebedouros (Borrador, 2008).

Apesar de a gestão do habitat ser eficaz no fomento da abundância de coelho, na realidade pode ser ineficiente para reverter o estado da espécie para níveis de significância biológica em determinadas áreas, pelo menos, se os protocolos não forem corretamente postos em prática. Este aspeto pode estar relacionado com a falta de uma supervisão contínua e a manutenção das medidas de gestão, evidenciando a necessidade de uma monitorização mínima de forma a evitar o insucesso das medidas aplicadas (Ferreira e Alves, 2009).

Não obstante, a gestão do habitat deve ser considerada como medida prioritária de intervenção, uma vez que a limpeza de matos ou a instalação de sementeiras/pastagens continuam a ser atividades frequentemente conduzidas em áreas onde as populações de coelho estão a recuperar (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

Repovoamentos/Translocações

A prática dos repovoamentos tem sido promovida nas últimas décadas tanto por gestores ambientais, como por caçadores e estima-se que cerca de meio milhão de coelhos tenham sido translocados todos os anos a partir de populações selvagens, na região sudoeste Europeia (Letty *et al.*, 2008). Apesar disso, o sucesso associado aos repovoamentos é geralmente reduzido (Delibes-Mateos *et al.*, 2008).

As principais causas para o insucesso desta prática são o *stress* associado ao manuseamento e captura dos animais e ainda o impacto da libertação num novo habitat. Apesar de existir literatura disponível sobre como melhorar as condições de translocação (*e.g.* Letty *et al.*, 2000), verifica-se que este conhecimento ainda não foi aplicado no terreno. Para Letty *et al.* (2008) é possível promover o aumento da sobrevivência após os repovoamentos (na ordem dos 60–70%, 2 meses após a libertação), escolhendo os indivíduos mais aptos (com melhor condição física) e melhorando a capacidade de carga do habitat antes e depois das ações de libertação.

Rouco *et al.* (2010) demonstraram num programa experimental sobre repovoamentos, que a taxa de sobrevivência após libertação era superior para os indivíduos que tinham ficado confinados num cercado de aclimação por 6 noites comparativamente com os indivíduos que apenas tinham estado confinados 3 noites. Ora como se pode deduzir, para maiores períodos de adaptação após translocação, verificam-se menores taxas de mortalidade. Não obstante, as ações de translocação e repovoamentos são em regra bastante dispendiosas e portanto os gestores e conservacionistas procuram alternativas mais em conta financeiramente e igualmente eficazes.

Parques de Produção

O estabelecimento de parques de produção tem sido uma técnica vulgarmente utilizada nos últimos anos. Estes parques têm como finalidade a obtenção de indivíduos geneticamente puros para repovoamentos (Arenas *et al.*, 2006). Um exemplo de um modelo de produção semi-intensiva é o modelo francês, tal como descrito por Oliveira (2012):

Neste modelo, o parque tem aproximadamente 2000 m², apresentando bons acessos. O cercado tem a forma de um quadrado com 40 m de lado dividido em 4 áreas (Figura 10); uma zona onde se faz a criação e 3 zonas de alimentação. No parque da criação são construídos 3 morouços que servem de abrigo e maternidade. As restantes 3 áreas são destinadas para a alimentação, servindo também como local de captura dos animais. O isolamento do parque é feito com uma rede de 2 m de altura, ficando 1,4 m sobre o solo, 30 cm enterrados na vertical e os restantes 30 cm são dobrados para o interior do parque. Deve usar-se a mesma disposição da rede como divisória das

zonas interiores, com a rede dobrada para o interior do parque onde se encontram as maternidades. Adicionalmente, podem colocar-se dois fios elétricos à volta do parque posicionados a 30 cm e a 1,40 m de altura, para dissuadir predadores. Relativamente aos indivíduos reprodutores, é aconselhável colocar os exemplares em Setembro, permitindo a sua aclimação. São colocados 18 indivíduos adultos no parque de criação, na proporção de 12 fêmeas para 6 machos. Nesta altura devem-se marcar os indivíduos reprodutores com uma marca fixa. As fontes de alimentação são diversas, pelo que se podem instalar sementeiras complementadas com feno e ração. Podem administrar-se medicamentos nos bebedouros como medida profilática.

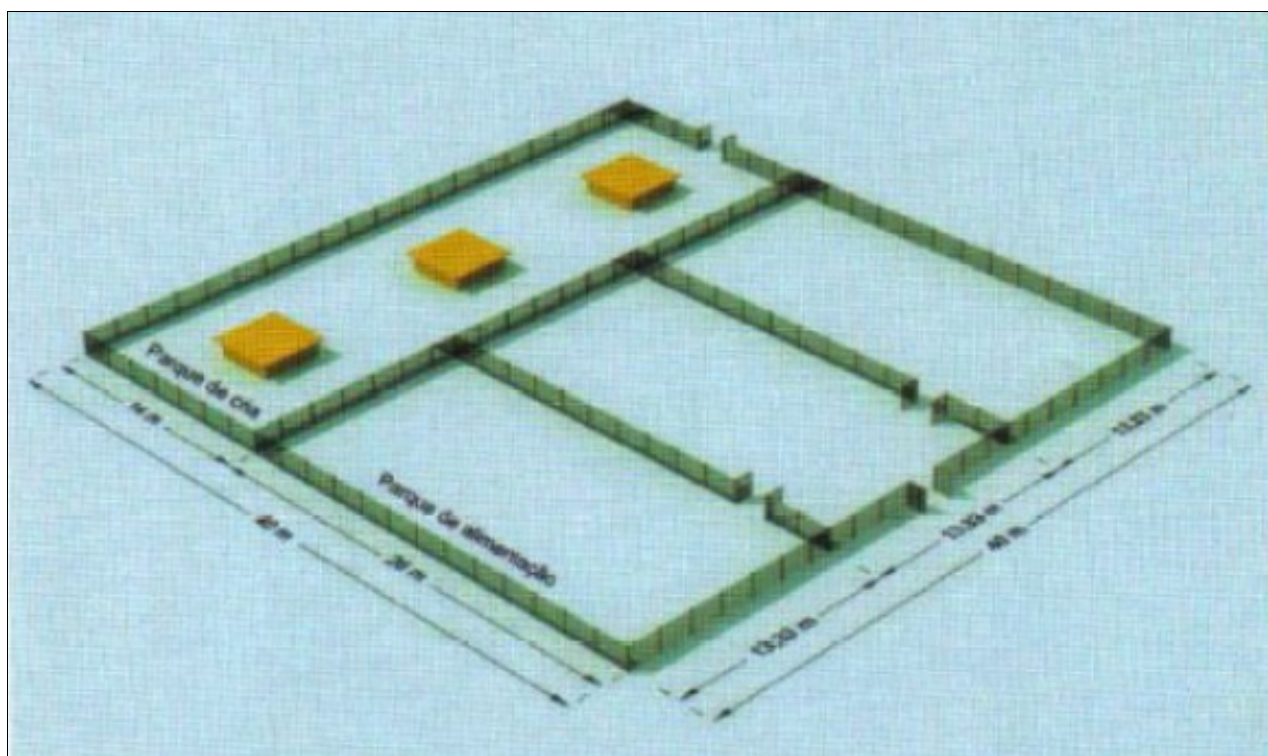


Figura 10: Esquema de cercado para produção semi-intensiva de coelho-bravo. Adaptado de Oliveira (2012).

Cercados de aclimação

Cada cercado de aclimação (Figura 11) é constituído por 3-5 morouços distanciados cerca de 5-10 m entre si, um comedouro onde é fornecido trigo e um bebedouro, sendo que a rede do cercado tem 1,5 m de altura. Estas estruturas são indicadas para albergarem núcleos familiares compostos por 5-6 indivíduos por morouço (1-2 machos para 3-4 fêmeas). Ocasionalmente são fornecidas cenouras nos cercados, principalmente nos períodos pós-libertação de animais. Os cercados de aclimação distam em média 600 m entre si.



Figura 11: Vista geral de um parque de aclimação (González, 2003).

A escolha dos locais para a implementação de cercados de aclimação deve atender às seguintes condições:

- Disponibilidade de alimento: presença de pastagens com gramíneas com um grau de cobertura mínimo recomendável de 25%;
- Disponibilidade de abrigo: presença de locais de abrigo, que podem ser construídos artificialmente utilizando materiais que se encontrem na área envolvente (troncos, galhos, terra, pedras, etc.);
- Dispersão: os cercados devem ser instalados a uma distância adequada, para que no momento da dispersão não haja competição pelos mesmos recursos (alimento, água, abrigo e locais para fazerem as suas tocas).
- Grau de interpenetração mato-pastagem: devem ser selecionadas áreas com uma distância adequada aos locais de alimentação e de abrigo (é recomendável o melhor nível de interpenetração entre estes locais).

Devem ainda permitir a restrição da dispersão na fase inicial de adaptação, possibilitar a recuperação dos animais devido ao *stress* de captura e transporte e ainda promover a proteção contra predadores.

Controlo de doenças

Atualmente presenciamos um cenário de declínio populacional e portanto as campanhas de vacinação contra ambas as doenças, são das medidas de gestão mais comumente aplicadas, tendo como pressuposto a sua utilidade no fomento do coelho-bravo (Cabezas *et al.*, 2006). No entanto, existem dados que colocam em causa a eficácia destas campanhas (Calvete *et al.*, 2004). A ineficiência das vacinas está relacionada com uma multitude de fatores, tais como a baixa densidade das populações silvestres de coelho-bravo, o padrão de variabilidade espaço-temporal exibido pelo vírus (Villafuerte *et al.*, 2000), os procedimentos de captura e manuseio dos animais, a altura em que a imunização é realizada (Calvete, 2006) ou ainda a altura em que os surtos ocorrem (Ferreira *et al.*, 2009).

As campanhas de vacinação não sistemáticas, que são realizadas no terreno em populações com baixa densidade de indivíduos, podem na realidade comprometer a taxa de sobrevivência dos mesmos (Calvete, 2006). A forma como as campanhas de vacinação contra a mixomatose (Ferreira *et al.*, 200) e DHV (Calvete, 2006) são praticadas no terreno, não permite a conservação das populações selvagens de coelho-bravo e por isso as metodologias de gestão atuais deveriam restringir as campanhas de vacinação apenas a situações específicas, dando preferência à monitorização do estado imunológico dos indivíduos e à sua condição física, como indicadores da saúde de uma população.

Uma forma de monitorizar o impacto e evolução das doenças nas populações de coelho-bravo, seria a criação de uma Estratégia Ibérica de Vigilância de Doenças da Vida Selvagem. Cotilla *et al.* (2010) propuseram recentemente a criação de um protocolo a ser integrado na Estratégia Espanhola de Vigilância de Doenças da Vida Selvagem, para monitorizar a DHV com base na prevalência de anticorpos e na abundância de coelhos. Os autores entendem que os gestores devem direcionar os esforços para populações com elevados índices de prevalência de anticorpos à DHV e ainda utilizar medidas que elevam de facto a abundância de coelho-bravo, sendo testadas *a priori* e possibilitando desta forma a superação da doença (Cotilla *et al.*, 2010).

1.8 Comparação da frequência, eficácia e custos das medidas de gestão de habitat

Ferreira *et al.* (2009) estimaram a frequência bem como avaliaram a eficácia de determinadas medidas de gestão de habitat cujo objetivo principal é favorecer a recuperação das populações de coelho-bravo na Península Ibérica. Para tal, analisaram a frequência de utilização das medidas em zonas de caça, estimando a eficácia relativa e absoluta, através da taxa de variação da abundância de coelho-bravo antes e depois da aplicação das medidas de gestão e através dos valores de abundância necessários para sustentar uma população de predadores de coelho/para exploração cinegética respetivamente. Por último, relacionaram o custo económico subjacente a cada medida de gestão com a eficácia.

Os resultados sugeriram que as medidas que são aplicadas com maior frequência (Tabela 3) (instalação de pastagens e/ou culturas para a fauna) são também as mais dispendiosas (Tabela 4), devendo-se este facto à área requerida para que se alcancem os objetivos pretendidos. No entanto não é correto generalizar, uma vez que se verifica que outras medidas mais económicas como a instalação de pontos de água, são aplicadas com elevada frequência, sendo consideradas eficazes. Verifica-se também que outras medidas mais caras como a construção de viveiros artificiais e a gestão de matos (morouços), são utilizadas com menor frequência.

De acordo com Ferreira *et al.* (2009) pode considerar-se que em regra, as medidas de gestão de habitat são bem sucedidas em termos relativos; isto é, apesar do impacto das medidas ser geralmente positivo, ou seja inverter a tendência de declínio das populações de coelho-bravo (e se registarem mudanças mais expressivas quanto menor for a abundância populacional inicial), raramente se observam alterações na densidade que tenham significado biológico, ou seja, que sejam superiores a 1 coelho/ha, valor que é insuficiente para sustentar uma pressão cinegética elevada ou ainda suportar populações de predadores especialistas, como é o caso do lince-ibérico.

A reduzida eficiência pode estar relacionada com a inexistência de manutenção das medidas de gestão durante a fase inicial de implementação do plano de gestão, sendo que se demonstra a importância de um acompanhamento mínimo das mesmas, de forma a estudar a evolução e detetar anomalias prováveis decorrentes da sua aplicação.

Ferreira *et al.* (2009) compararam diversas medidas de gestão de habitat e respetiva frequência de aplicação com base na perceção que os caçadores e gestores de caça têm da eficácia das medidas para a recuperação das populações de coelho-bravo.

Tabela 3: Frequência de aplicação de medidas de gestão de habitat em Espanha ((d) – viveiros artificiais e proteção de tocas naturais) (Ferreira *et al.*, 2009)

Área de estudo	Unidades amostradas	Instalação de pastagens (a) e/ou culturas para a fauna (b)	Gestão de matos (c)	Alimentação suplementar	Instalação de pontos de água	Gestão de tocas
Sul da Península Ibérica	307 coutos de caça	42,00% (a)	30,00%	18,00%	26,00%	4,00%
Centro-Sul da Península Ibérica	60 coutos de caça	65.52% (b)	27.59%	38.98%	50.85%	28.81%
Espanha	47 províncias em Espanha	20-43% (c) e (b)	-	-	-	23-54% (d)

Tabela 4: Custo médio de cada medida de gestão de habitat/hectare ou por unidade (Ferreira *et al.*, 2009)

Medida de gestão de habitat	Custo médio (€)*
Gestão dos matos	442€/ha
Instalação de pastagens	487€/ha
Instalação de culturas para a fauna	128€/ha
Morouços Mayoral ®	464€/uni.
Instalação de pontos de água	80€/ha

*Preços são referentes ao mercado espanhol

1.9 Avaliação das medidas de gestão aplicadas

1.9.1 Monitorização das populações

Todas as ações de gestão devem ter por base conhecimentos sobre a ecologia da espécie alvo, devendo ser planificadas cuidadosamente de acordo com a realidade de cada local. É por isso importante realizar censos para determinar com o máximo rigor possível a distribuição e abundância de coelho-bravo, as suas preferências alimentares e os fatores que influenciam esses

padrões de ocorrência e abundância. A monitorização constitui deste modo, uma ferramenta fundamental na gestão a médio e longo prazo das populações desta espécie (Ferreira, 2003). A repetição dos censos ao longo dos anos no mesmo local, permite ainda avaliar a evolução temporal da abundância e distribuição das populações (Paula, 2007).

Existem diversos protocolos para estimar a dimensão de uma dada população de coelho-bravo e estes incluem métodos indiretos (em que se utilizam indícios de atividade do animal) e métodos diretos como a observação direta ou a captura de indivíduos.

Os métodos indiretos são particularmente eficazes para censos de espécies pouco conspícuas ou noturnas, como é o caso do coelho-bravo (Poole, 2003). Por outro lado, os métodos diretos baseados na contagem de indivíduos, dependem da probabilidade de detetar o animal, sendo que esta probabilidade vai estar dependente de uma série de fatores: ambientais, espécie-específicos e observador-específicos (Thomas *et al.*, 2006). Estes métodos providenciam estimativas menos demoradas e mais simples, o que possibilita amostragens viáveis de vastas áreas (Williams *et al.*, 1995).

Num estudo recente em que se comparou a eficácia de diferentes metodologias de censo (Barrio *et al.*, 2010), verificou-se que os censos conduzidos durante a noite com céu limpo registaram maior eficácia na observação dos indivíduos, quando comparados com os censos conduzidos durante o período crepuscular, sendo menos variáveis entre contagens sucessivas e estações do ano.

Seguidamente apresentam-se dois tipos de metodologia de censos para a determinação da abundância de coelho-bravo.

1.9.1.1 Métodos diretos

Contagem de indivíduos em transectos lineares

O método utilizado com mais frequência baseia-se na contagem direta de animais ao longo de transectos. Estes podem ser de largura fixa ou variável, devendo ser o mais retilíneos possível, para aumentar a eficácia do censo (Tellería, 1986). Tendo em conta que estes métodos se baseiam na observação direta de indivíduos, dever-se-ão selecionar locais onde a estrutura da paisagem proporciona uma boa visibilidade (Tellería, 1986).

Um dos métodos mais difundidos (Gomes, 2004), são as contagens efetuadas com um veículo conduzido a uma velocidade constante e reduzida (5-10 km/h) de forma a maximizar a observação e evitar possíveis contagens repetidas causadas pela movimentação dos animais que a

aproximação do veículo provoca. Como as contagens são realizadas durante a noite, deve ser usada uma fonte de luz (foco) para auxiliar as observações (Gomes, 2004).

Devem haver dois observadores (além do condutor) a realizar a contagem, um contando o número de coelhos de um lado do veículo e outro contando do lado oposto. Por norma é conveniente que não se alterem os observadores durante o censo (Gomes, 2004).

Numa situação ideal os censos devem ser realizados 3x/mês e durante a noite, preferencialmente em dias consecutivos, de modo a garantir a recolha de informação fidedigna sobre as flutuações populacionais numa dada área. No entanto este método pode acarretar um grande esforço quer económico quer de recursos humanos, pelo que se for impossível realizar esta periodicidade, devem assegurar-se pelo menos 3 censos/ano, a efetuar nos períodos críticos da dinâmica populacional do coelho (Gomes, 2004):

- Entre Janeiro e Fevereiro: Para estimar o número de indivíduos potencialmente reprodutores;
- Entre Junho e Julho: Para estimar o número de indivíduos no final da época de reprodução. Nesta fase a população atinge a sua abundância máxima em função das características do meio onde são residentes;
- Entre Setembro e Outubro: Para estimar o número de indivíduos no final de Verão, altura em que geralmente ocorre um declínio populacional devido à diminuição de alimento e água disponível, possíveis surtos de mixomatose que afetam sobretudo os juvenis (Marchandeu, *et al.*, 1999).

Antes de iniciar o censo deve anotar-se a hora, data, nome dos observadores, o tipo de habitat e as condições meteorológicas. No final da contagem deve anotar-se a hora e outras informações que sejam consideradas relevantes. Devem anotar-se os diferentes tipos de habitat, caso ocorram ao longo dos percursos. Em dias de condições meteorológicas adversas dever-se-á optar por não realizar o censo (Gomes, 2004).

Os dados recolhidos durante as contagens permitirão obter Índices Quilométricos de Abundância (IQA) que representam a razão entre o número de animais observados e a distância percorrida ao longo do transecto (nº coelhos/km) (Gomes, 2004).

A análise espacial e temporal dos resultados fornecerá informações importantes acerca da situação demográfica da população em estudo. Marchandeu e Gaudin (1994) defendem que a

realização dos censos de forma sistemática permite obter informação sobre as tendências demográficas do coelho-bravo, perceber o impacto das medidas de gestão e das doenças.

1.9.1.2 Métodos indiretos

Os métodos indiretos referem-se à quantificação dos indícios de presença desta espécie, tais como as tocas, as cavadelas, as latrinas e os excrementos dispersos (Gonçalves, 1996). A contagem destes indícios pode ser usada apenas para avaliar oscilações de densidade. Portanto, embora não sendo capazes de fornecer estimativas exatas da densidade das populações, estes métodos conseguem avaliar as flutuações sazonais ou anuais que estas populações sofrem (Pagès, 1980).

Assim estes métodos revelam-se particularmente importantes no caso de estudos que incidem sobre populações de coelho com baixa densidade (Gonçalves, 1996).

Contagem de latrinas em transectos

A contagem de latrinas em transectos permite a obtenção de um Índice de Abundância (IA) relativo para a zona amostrada, calculado através do número de latrinas encontradas em função da distância percorrida. Por outro lado, obtém-se igualmente a distribuição espacial da espécie em dada área.

Este método deve ser aplicado em duas épocas de amostragem por ano (Paula, 2007): No Inverno (entre Fevereiro e Março) com o objetivo de cobrir o período de menor densidade da espécie, e no Verão (entre Julho e Setembro) coincidindo com os períodos de maior abundância.

A área de estudo deverá ser dividida em quadrículas UTM de 2x2Km e os transectos terão um quilómetro de extensão de modo a que sejam representativos quer em termos da distribuição da espécie, quer em termos de cobertura vegetal e deverão ainda ser realizados em caminhos ou aceiros. Os transectos serão percorridos por um ou dois observadores, que irão contabilizar os indícios de presença numa faixa de 5m para cada lado do percurso (Sarmiento *et al.*, 2001).

As latrinas podem ser diferenciadas de acordo com o número de excrementos que as compõem (Sarmiento e Cruz, 1998):

- Latrina de tipo I – 1 a 50 excrementos;
- Latrina de tipo II – 51 a 125 excrementos;
- Latrina de tipo III – >125 excrementos.

De acordo com Sarmiento e Cruz (1998), atribui-se um grau de importância às latrinas do tipo II e III relativamente às latrinas do tipo I e que é expresso na seguinte fórmula (Índice de Abundância):

$$IA = (12,1 N_{III} + 5,1 N_{II} + N_I) / EP$$

onde N_I , N_{II} e N_{III} representam, respetivamente, o número de latrinas tipo I, tipo II e tipo III. Os valores numéricos 1; 5,1 e 12,1 representam os coeficientes de importância de cada tipo de latrina e EP o espaço percorrido em quilómetros.

Contagem de excrementos dispersos

É o método mais generalizado para a monitorização de populações de coelho-bravo com baixas densidades. É considerado aquele que produz melhores resultados nestas situações, sendo igualmente simples de aplicar e económico (Fa *et al.*, 1999; Palomares, 2001). Este método baseia-se na contagem periódica de excrementos dispersos encontrados nos locais frequentados pela espécie, dentro de um círculo de diâmetro ou área fixos (Figura 12) (Ferreira, 2003).

Os excrementos contabilizados são removidos do local para evitar recontagem no censo seguinte. Para garantir que as contagens dos censos seguintes são efectuadas exatamente no mesmo local, é colocada uma estaca no centro de cada ponto de amostragem.

São definidos vários pontos ao longo do transecto (300-500 m) e com uma distância fixa entre eles (10 em 10 m ou 20 em 20 m). Estes transectos devem ser efectuados em linha recta ao longo de caminhos ou aceiros existentes e de acesso fácil. A contagem dos excrementos pode ser efectuada mensal ou trimestralmente, de acordo com os objetivos da monitorização. Este método permite o cálculo de um índice de abundância, expresso em densidade de excrementos/m².



Figura 12: Método de contagem de excrementos dispersos (adaptado de Ferreira, 2003)

Nível de atividade em morouços

Uma forma de avaliar a eficácia e evolução dos repovoamentos é através do registo de atividade nos morouços (González, 2003). Para tal, registam-se o número de entradas naturais e artificiais ativas e cada morouço é classificado com um valor entre 0 e 4, de acordo com o seu índice de atividade (González, 2003):

- 0: Sem indícios de atividade, aparente ausência de coelho-bravo no morouço;
- 1: Presença duvidosa. Poucos excrementos numa entrada;
- 2: Presença segura de utilização do morouço. Existem indícios de atividade nas entradas e proximidade do morouço;
- 3: O morouço apresenta bastantes amostras de excrementos e trilhos de passagens nas entradas e/ou nas proximidades do mesmo;
- 4: Morouço muito ativo, sendo um caso excecional, com muitas entradas novas abertas e todas com bastantes indícios de presença. Nas proximidades existem trilhos e latrinas abundantes. Em regra, só a partir do 3º ano após o repovoamento é que aparecem morouços com este nível de atividade.

Através da aplicação dos métodos descritos anteriormente é possível avaliar a tendência populacional de coelho-bravo numa dada área.

Importa salientar que a monitorização das populações de coelho-bravo apenas tem resultados efetivos se for aplicada de forma sistematizada e ao longo de vários anos (pelo menos

mais de 3). Assim, os resultados da monitorização permitirão compreender melhor os aspetos demográficos das populações, e desenvolver ações de gestão adequadas.

1.10 Mapas de *Kernel*

Uma forma de ilustrar a densidade e distribuição de coelho-bravo, é através da elaboração de mapas de *Kernel* (Worton, 1989). Esta metodologia (que se traduz num mapa em ambiente SIG), calcula densidades de probabilidades de um acontecimento. Exemplificando, se utilizarmos o método de contagem de indícios de presença em transectos, o programa irá agregar pontos em áreas com probabilidade de existência de indícios semelhante, tendo em conta a área vital da espécie e o comprimento dos transectos. Será expectável que as áreas de maior densidade de indícios correspondam precisamente às áreas de melhor qualidade de habitat para o coelho-bravo, de acordo com os seus requisitos ecológicos.

1.11 Índice de Adequabilidade de Habitat (*Habitat Suitability Index*)

Os modelos de adequabilidade de habitat podem ser vistos como um meio padronizado para reunir o estado da arte relativo ao conhecimento sobre uma dada espécie e sua relação com o habitat, permitindo inferir sobre a presença e distribuição da mesma numa área (Schamberger e O'Neill, 1986).

Os modelos IAH estão fundamentados nas teorias de seleção de habitats. Utilizam a premissa de que as espécies têm a capacidade de seleccionar os recursos ambientais que melhor satisfazem os seus requisitos ecológicos, nomeadamente os que dizem respeito a abrigo, reprodução e alimento (Schamberger e O'Neill, 1986; Turner *et al.*, 2001).

Os valores que são produzidos pelo IAH variam entre 0 e 1 (sendo que 0 significa que as condições de habitat são inadequadas e 1 que o habitat é ótimo) para diferentes requisitos ecológicos e características do habitat, valores esses que são baseados em opiniões de especialistas e/ou dados empíricos para recursos limitantes e ainda em algoritmos mais ou menos complexos que têm como objetivo condensar todas as variáveis num único índice (Schamberger e O'Neill, 1986). Este índice pode ser expresso da forma seguinte:

$$\text{IAH} = \text{Condições de habitat da área de estudo} / \text{Condições ótimas de habitat}$$

Como tal, o desenvolvimento de um modelo de adequabilidade de habitat poderá constituir um importante passo para a gestão e recuperação das populações de coelho-bravo na Herdade da Espadaneira.

2 Material e Métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

A Herdade da Espadaneira é uma propriedade de exploração florestal e cinegética com 830 hectares, que se encontra localizada na freguesia de Canha, concelho do Montijo, distrito de Setúbal, região da Estremadura (Figura 13), cuja altitude varia entre os 10 e os 130 m (Figura 14). A sua atividade cinegética principal é a caça menor (Tabela 5).

Esta zona da Estremadura insere-se na região biogeográfica Mediterrânica, concretamente na Província Gaditano-Onubo-Algarviense, Sector Ribatagano-Sadense (Costa *et al.*, 1998). Esta região é caracterizada por possuir um clima em que escasseiam as chuvas no Verão, podendo no entanto, haver excesso de água nas outras estações.

Na referida região, desde que o clima não seja extremamente frio (devido à altitude) ou seco, observam-se bosques e matagais de árvores e arbustos de folhas planas pequenas, coriáceas e persistentes (esclerófilas) como sejam diferentes *Quercus* spp. do subgénero *Sclerophyllodris* (azinheira - *Quercus rotundifolia*, sobreiro - *Quercus suber* e carrasco - *Quercus coccifera*), a aroeira (*Pistacia lentiscus*), o folhado (*Viburnum tinus*), o zambujeiro (*Olea europaea* var. *sylvestris*), a alfarrobeira (*Ceratonia siliqua*), o espinheiro-preto (*Rhamnus oleoides*), o sanguinho-das-sebes (*Rhamnus alaternus*), a palmeira-das-vassouras (*Chamaerops humilis*), o loureiro (*Laurus nobilis*), o aderno (*Phillyrea latifolia*), o lentisco-bastardo (*Phillyrea angustifolia*), entre outras espécies (Costa *et al.*, 1998).

A nível geológico, os solos são predominantemente siliciosos, sendo que os substratos característicos desta Província são arenosos e calcários (Costa *et al.*, 1998).

A Herdade da Espadaneira é percorrida por várias linhas de água temporárias que desaguam na Ribeira de Canha (curso de água permanente que medeia a herdade na direção E-O) (Figura 14).

O clima é mediterrânico, com precipitação média anual que ronda os 600 mm, podendo chegar aos 800 mm, concentrando-se a maior parte no Outono/Inverno (IPMA, 2014), ocorrendo o período xérico entre os meses de Junho e Setembro. A temperatura média anual varia entre 15,1^o e 16 °C (IPMA, 2014).

A vegetação é predominantemente montado de sobro (*Quercus suber*), com sub-coberto arbustivo ou herbáceo. Existem também áreas de eucaliptal (*Eucalyptus sp.*), pinhais (*Pinus sp.*), olivais (*Olea europaea*), vegetação ripícola e matos (Figura 15).

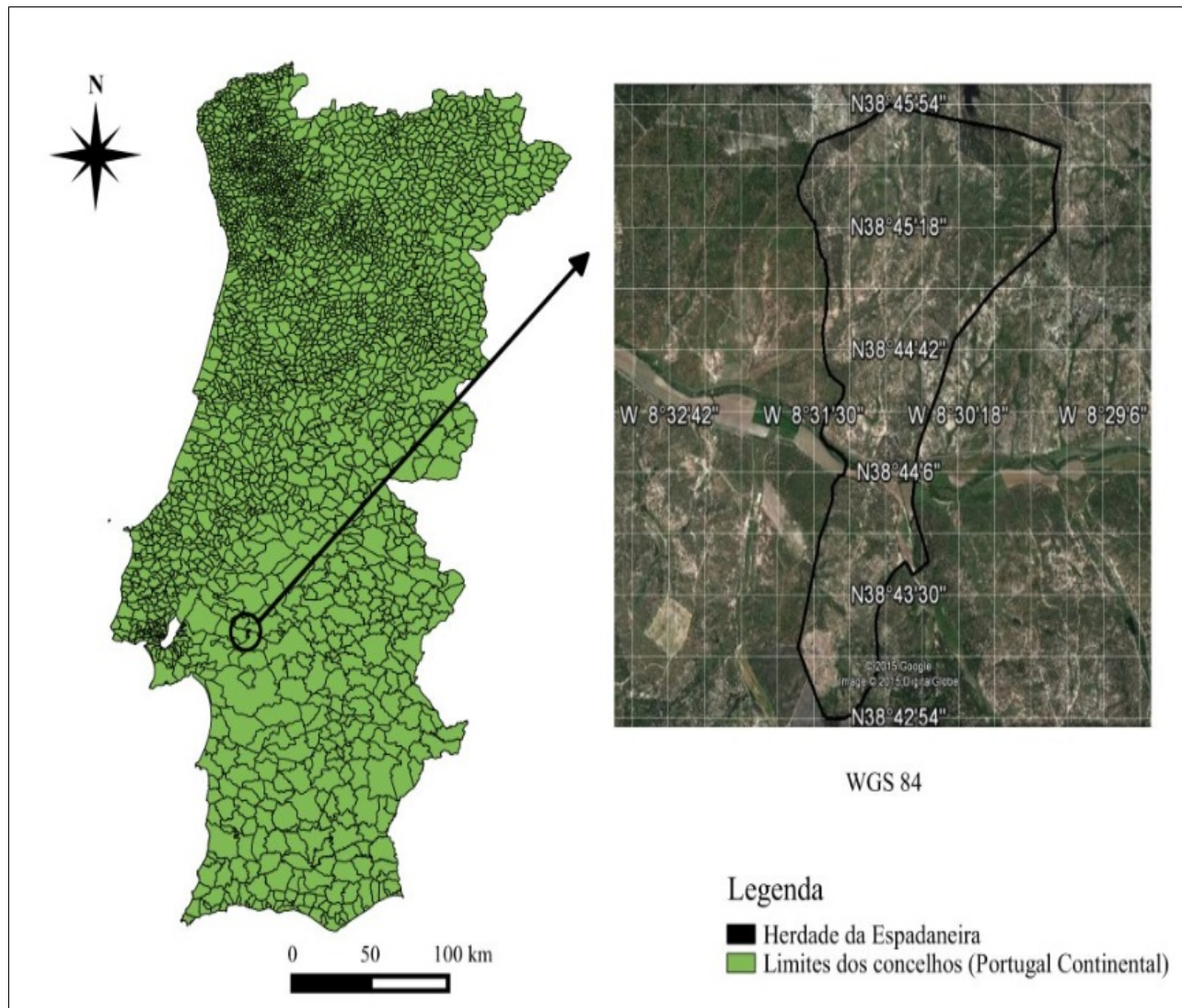


Figura 13: Localização geográfica e limites da Zona de Caça Associativa da Herdade da Espadaneira

Tabela 5: Espécies cinegéticas que se caçam na Herdade da Espadaneira

Classe	Espécie	Nome-comum	Modalidade de caça
Mamíferos	<i>Sus scrofa</i>	Javali	Espera
	<i>Herpestes ichneumon</i>	Sacarrabos	Caça de salto/espera
	<i>Vulpes vulpes</i>	Raposa	Caça de salto/espera
	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Coelho-bravo	Caça de salto
	<i>Lepus granatensis</i>	Lebre	Caça de salto
Aves	<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz-vermelha	Caça de salto
	<i>Scolopax rusticola</i>	Galinholas	Caça de salto
	<i>Anas platyrhynchos</i>	Pato-real	Espera
	<i>Columba palumbus</i>	Pombo-torcaz	Espera
	<i>Streptopelia turtur</i>	Rola-comum	Espera
	<i>Turdus philomelos</i>	Tordo-comum	Espera
	<i>Turdus iliacus</i>	Tordo-ruivo	Espera
	<i>Turdus pilaris</i>	Tordo-zornal	Espera
	<i>Turdus viscivorus</i>	Tordoveia	Espera

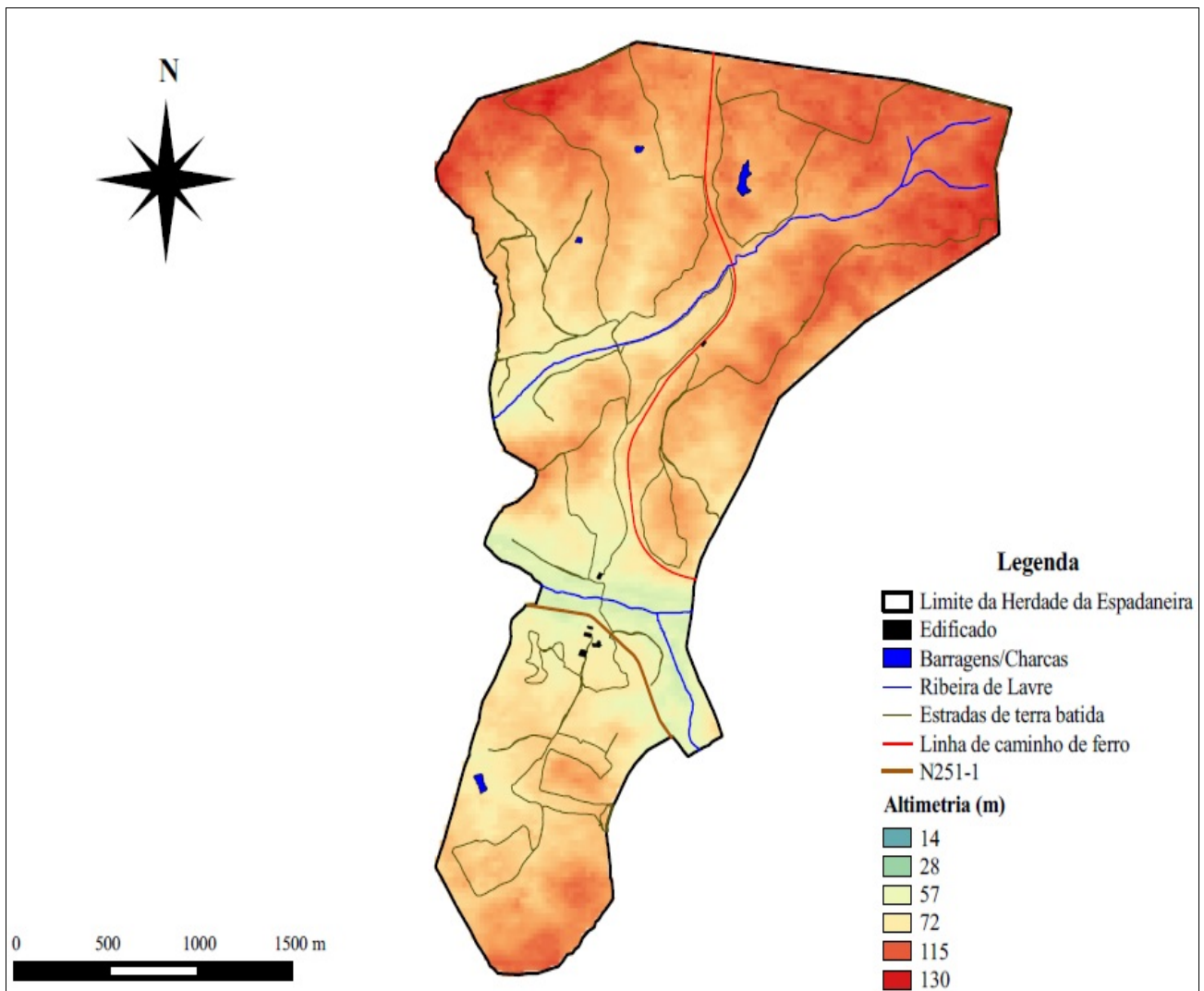


Figura 14: Características físicas da Herdade da Espadaneira

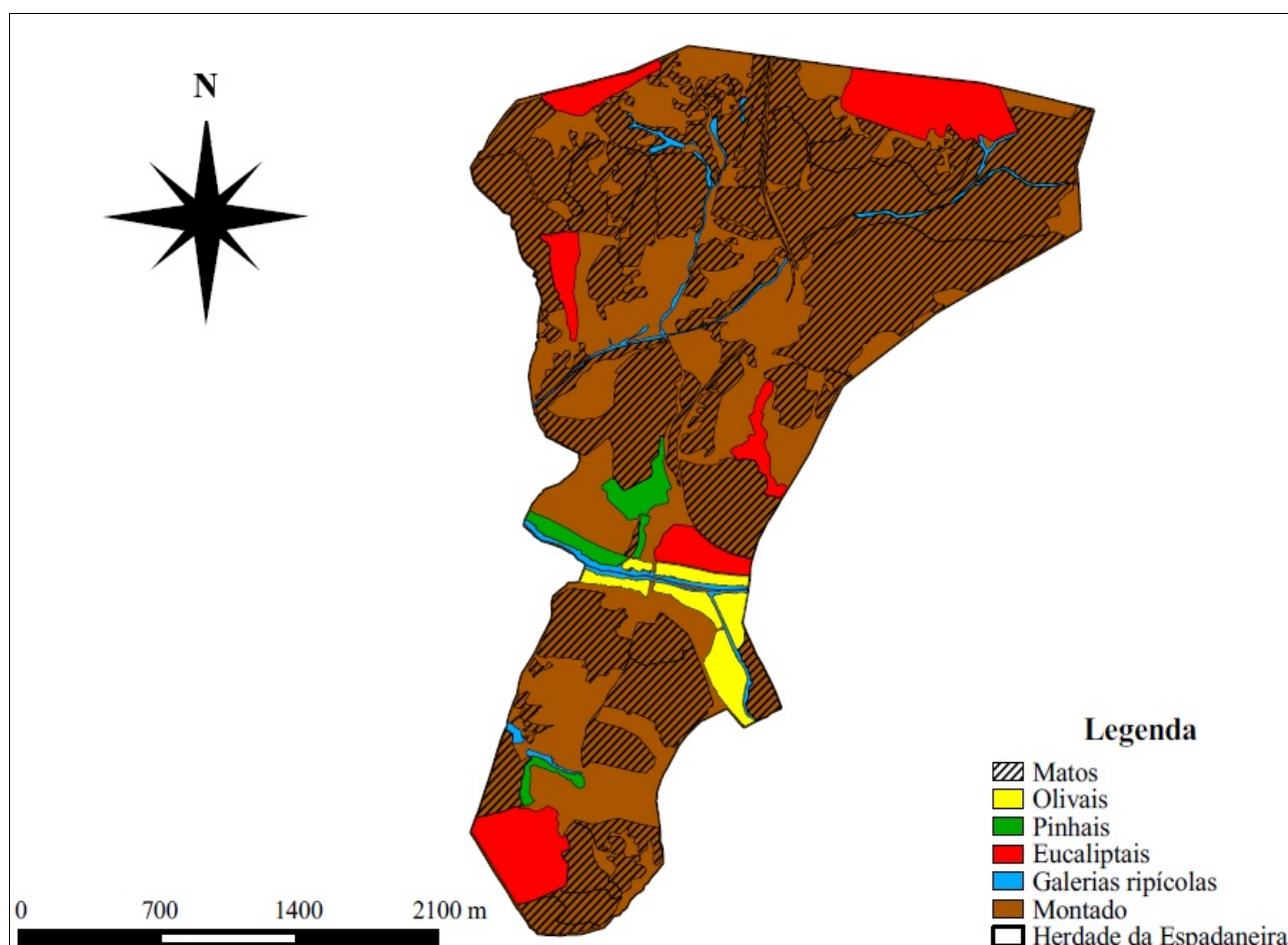


Figura 15: Habitats e uso do solo na Herdade da Espadaneira. Sistema de coordenadas: WGS 84

2.2 Delineamento experimental

De modo a determinar a densidade e distribuição espacial de coelho-bravo na área de estudo, realizaram-se censos em 18 transectos quilométricos (Figura 18), durante 3 períodos de amostragem, no Inverno, Primavera e Verão:

- Janeiro e Fevereiro de 2015 (Pré-época de reprodução);
- Março a Maio de 2015 (Época de reprodução);
- Junho de 2015 (Pós-época de reprodução).

Os transectos foram efetuados em estradas de terra batida ou aceiros da herdade, contabilizando-se indícios de presença da espécie, isto é, tocas ativas (com cavadelas recentes – Figura 17 nas imediações, pêlos, excrementos dispersos, etc.) e latrinas (Figura 16), (qualquer acumulação igual ou superior a 20 excrementos numa área de 20x30 cm², segundo Virgós *et al.*, (2003)), numa faixa de 5 m para cada lado do percurso. Os indícios de presença foram

georreferenciados com o auxílio de um dispositivo GPS Garmin (modelo eTrex® H), através de coordenadas geográficas (latitude/longitude), *Datum WGS84*.

Ao mesmo tempo, caracterizou-se a cobertura vegetal existente na área envolvente de cada indício de presença, de acordo com a metodologia descrita por Sutherland *et al.* (1996), em que se utiliza um quadrado metálico, fita métrica ou qualquer outra ferramenta que permita criar um quadrado onde se contabilizam os indivíduos de cada espécie, presentes no interior do quadrado (densidade=indivíduos/unidade de área). O quadrado é posicionado utilizando o indício de presença como centro do mesmo e são utilizados quadrados de diferentes dimensões, consoante o tipo de vegetação (quadrado de 16 m² para herbáceas e arbustos sub-desenvolvidos e de 25 m² para comunidades de arbustos desenvolvidos). Para além disso, distinguiram-se diversos estádios de desenvolvimento da vegetação: I (≤ 10 cm), II (11-55 cm), III (≥ 100 cm), dentro de cada quadrado do indício de presença e a prevalência de gramíneas.

Por fim, caracterizou-se também o tipo de solo (arenoso, argiloso, arenoso/argiloso) e respetivo declive (inclinado ou plano).

Os transectos foram executados em dias com condições climáticas favoráveis, ou seja, em dias não chuvosos, garantindo uma maior probabilidade de identificação dos indícios de presença.

Os mapas foram desenhados com recurso a imagens do Google® Earth datadas de 25 de Maio de 2013, no *Datum WGS84* e importadas pelo programa Quantum GIS, sendo que se confirmaram posteriormente as unidades de habitat/uso do solo no terreno.



Figura 16: Toca com indício de presença



Figura 17: Latrina de coelho-bravo

Seguidamente, criaram-se mapas de *Kernel* (Figuras 19 a 21) a partir da ferramenta “mapa de densidade” do QGIS, cujos parâmetros foram os seguintes:

- Função: *Quartic (biweight)*
- Raio de procura: 750 m (valor intermédio construído com base no intervalo médio de deslocções diárias do coelho: 300 a 500 m e no comprimento dos transectos: 1 km).

As imagens resultantes foram gravadas em formato GeoTIFF sendo posteriormente processadas em banda de cor falsa simples, categoria *spectral*, modo contínuo, com 5 classes discretas igualmente intervaladas. As classes de cor variaram entre azul e vermelho (o azul representa áreas com probabilidade mais baixa de existirem indícios de presença e o vermelho as zonas de maior probabilidade).



Figura 18: Exemplo de caminho onde se realizaram transectos.

Após recolha dos dados de campo, procedeu-se à análise estatística dos mesmos, de acordo com McDonald (2014). Efetuou-se um Teste de Qui-quadrado “Goodness-of-fit” ou de ajustamento, com o auxílio do programa Microsoft® Excel® 2013, à abundância de tocas ativas e de latrinas, que teve a finalidade de indagar se esses parâmetros variaram de acordo com os períodos de amostragem. As hipóteses foram as seguintes:

- 1) H_0 : “Os valores esperados e observados são iguais entre períodos de amostragem”
- 2) H_1 : “Existe diferença significativa entre os valores de abundância esperados e observados”

Não se rejeitando H_0 se os valores esperados forem iguais aos observados. O teste de qui-quadrado *goodness-of-fit* tem como base o algoritmo: $X^2 = \sum ((O-E)^2)/E$, sendo que O e E são respetivamente os valores de abundância observados e esperados.

Efetuuou-se ainda um Teste de Qui-quadrado da Independência, que teve o intuito de saber se a medida “número de tocas” é suficientemente preditiva do uso das tocas (presença) pelos coelhos. O teste de qui-quadrado “goodness-of-fit” ou de ajustamento, foi aplicado na tabela 6.

A hipótese nula (H_0) do teste qui-quadrado da independência é que as proporções relativas de uma variável são independentes da segunda variável ou por outras palavras, as proporções da primeira variável são iguais para diferentes valores da segunda variável (McDonald, 2014). Assim, as hipóteses do teste são:

- 1) H_0 : A medida número de tocas é independente da medida número de latrinas.
- 2) H_1 : Existe dependência entre as medidas.

O teste Qui-quadrado da Independência foi aplicado sobre a tabela 7. Nesta tabela, os valores esperados foram calculados de forma diferente. Primeiro construiu-se uma tabela temporária (Anexo 1) com os valores observados de tocas ativas e latrinas e com os respetivos totais parciais e finais. Seguidamente calculou-se cada valor esperado da seguinte forma: ((total coluna*total linha)/total final).

Para a elaboração do índice de adequabilidade de habitat, tiveram-se em conta diversas variáveis ponderadas individualmente e entre si. As variáveis foram seleccionadas de acordo com a quantidade de menções na bibliografia, escolhendo-se as mais relevantes e possíveis de medir no terreno. Os requisitos ecológicos do coelho-bravo foram decompostos em 9 variáveis dentro de 5 categorias principais: **Alimentação** (V_{AL}) (Angulo e Villafuerte, 2003; Calvete *et al.*, 2004a; Silvestre *et al.*, 2004), **Abrigo** (V_{AB}) (Cabrera-Rodriguez, 2006; Lombardi *et al.*, 2003; Virgós *et al.*, 2003), **Água** (V_{AG}) (Fernández, 2005; López-Darias e Lobo, 2009; Villafuerte *et al.*, 1997; Wheeler *et al.*, 1981), **Perturbação** (V_P) (Ferreira *et al.*, 2009; Curado e Lourenço, 2011) e **Ecótono** (V_E) (Beltrán, 1991; Calvete *et al.*, 2004a; Fernández, 2005; Perez *et al.*, 2008). A relação entre as categorias de variáveis foi expressa da seguinte forma: $0.3 V_{AL} + 0.2 V_{AB} + 0.25 V_{AG} + 0.1 V_P + 0.15 V_E$, sendo que cada categoria, ponderada individualmente, incluiu:

- 1) V_{AL} : $0.3 ((\text{Pastagens} * 0.25) + (\text{Sementeiras} + \text{Olivais} * 0.75))$;
- 2) V_{AB} : $0.2 (\text{Matos} + \text{Galeria ripícola})$;
- 3) V_{AG} : $0.25 (\text{Ribeiras, bebedouros, barragens/charcas})$;

- 4) $V_P: 0.1 ((\text{Distância a estradas de terra batida e a Estradas nacionais/ferrovia} * 0.6) + (\text{Quintas habitadas} * 0.3) + (\text{Área de ocorrência de inundações} * 0.1));$
- 5) $V_E: 0.15 ((0.3 * \text{Densidade de ecótono: } \underline{\text{Zonas abertas de alimentação}} (\text{Pastagens} + \text{Olivais} + \text{Sementeiras}) \text{ vs } \underline{\text{Zonas de refúgio}} (\text{Galeria ripícola} + \text{Matos}) + (\text{Distância a ecótono} \leq 50 \text{ m} * 0.7)).$

Os eucaliptais e pinhais não foram incorporados na área de refúgio uma vez que o subcoberto é removido com frequência.

Cada variável foi primeiro reprojectada para o EPSG: 27493 - *Datum 73/Modified Portuguese Grid*. Posteriormente criou-se uma coluna de 1's para cada variável, para identificar o atributo a utilizar no processo de rasterização dos ficheiros. Na função rasterizar, definiu-se uma área de trabalho (limites geográficos) com as seguintes coordenadas: -35039 -105980 -30423 -100036. A resolução dos *pixels* foi definida para 1 m². Seguidamente, efectuou-se uma matriz de distâncias (secção *Raster*, análise, proximidade) para todas as variáveis. O passo subsequente contemplou a correção das distâncias ou normalização, colocando os valores num intervalo entre 0 e 1, utilizando a fórmula seguinte na calculadora matricial: $1 - (1)/(1 + 0.005 * \text{variável})$. Esta fórmula foi aplicada sobre as variáveis que afetam negativamente a abundância de coelho-bravo. No caso das variáveis com impacto positivo utilizou-se o seguinte algoritmo: $(1)/(1 + 0.005 * \text{variável})$.

No mapa final dividiram-se os valores de HSI em 3 classes de adequabilidade, com as designações seguintes, representando a qualidade do habitat:

- 1) Pobre (0 – 0,3{3});
- 2) Moderado (0,3{3} – 0,6{6});
- 3) Elevado (0,6{6} – 1).

3 Resultados

3.1 Utilização do espaço pelo coelho-bravo

A metodologia de *Kernel* serviu para ilustrar sob a forma de mapas, as áreas com probabilidade semelhante (densidade) de existência de indícios de presença (tocas ativas e latrinas), revelando a distribuição e densidade relativa da espécie na área de estudo (Figuras 19 a 21). Tal como referido anteriormente, o programa teve em conta a área vital (Worton, 1989) do coelho-bravo e o comprimento dos transectos no cálculo das densidades de probabilidades.

Seguidamente apresentam-se os mapas de *Kernel* correspondentes às 3 épocas de amostragem (Figuras 19 a 21):

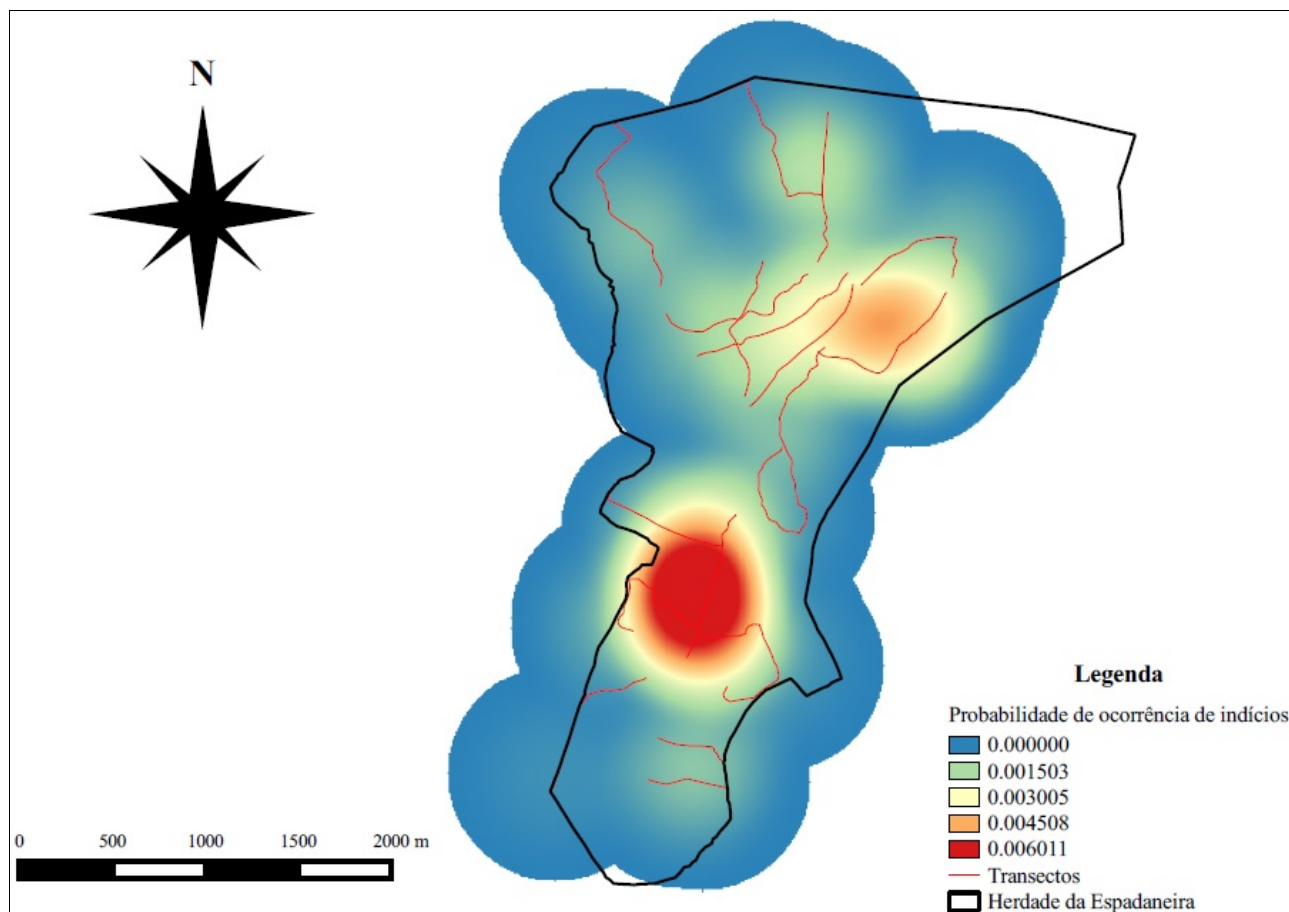


Figura 19: Mapa de *kernel* referente às tocas ativas e latrinas da pré-época de reprodução (Janeiro e Fevereiro de 2015). Parâmetros: Função – *Quartic (biweight)*; Raio de procura: 750 m.

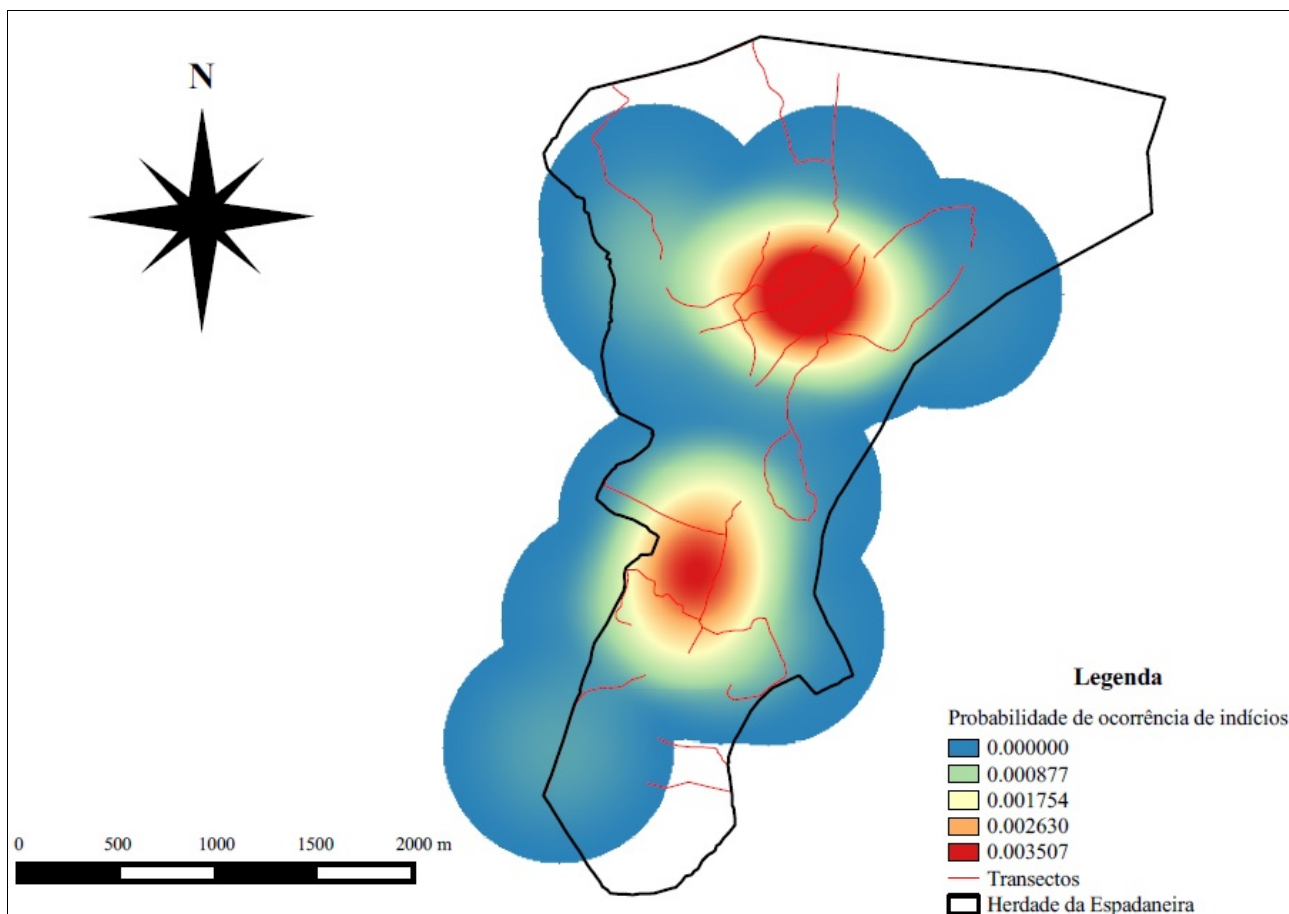


Figura 20: Mapa de *kernel* referente às tocas ativas e latrinas da época de reprodução (Março a Maio de 2015).
Parâmetros: Função – *Quartic (biweight)*; Raio de procura: 750 m.

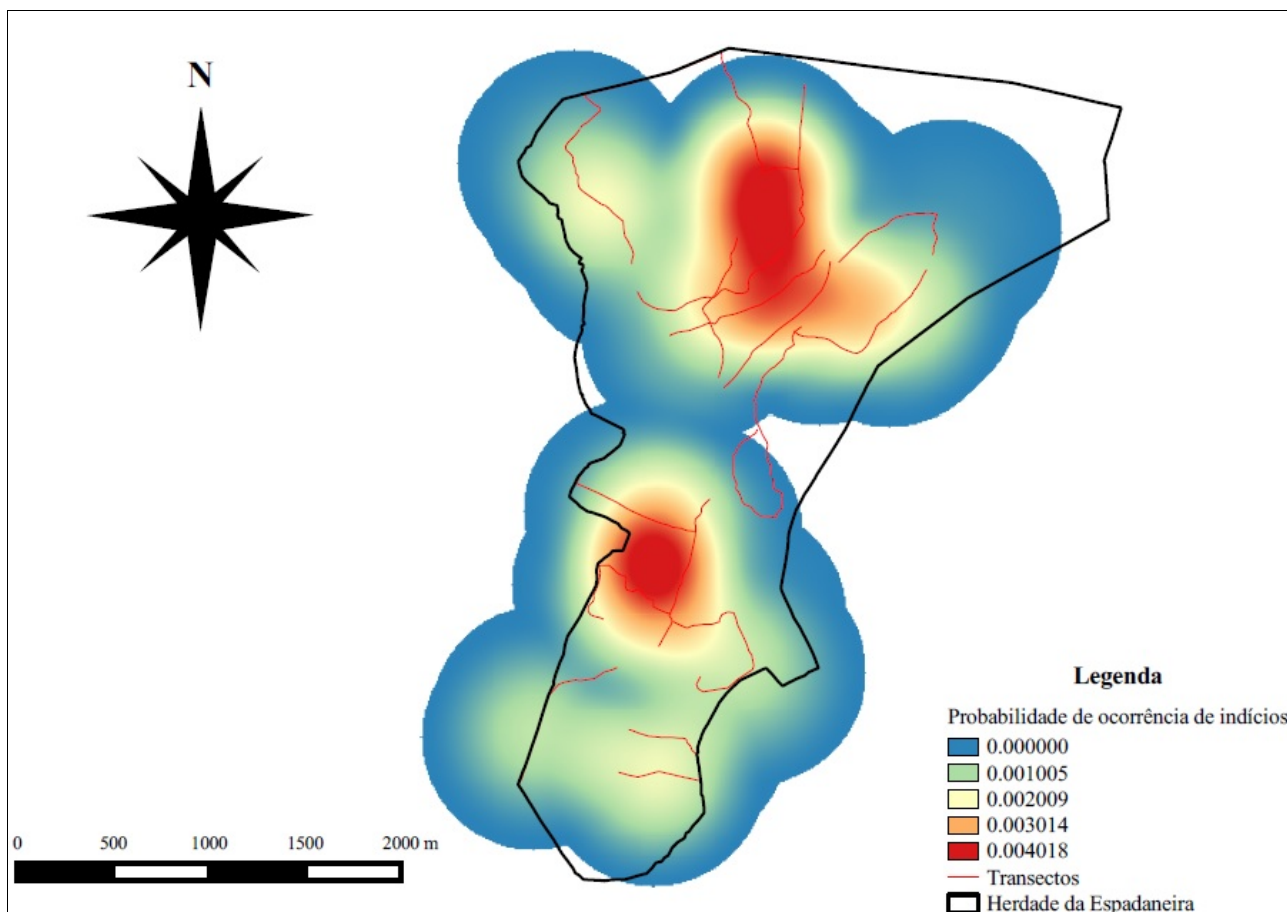


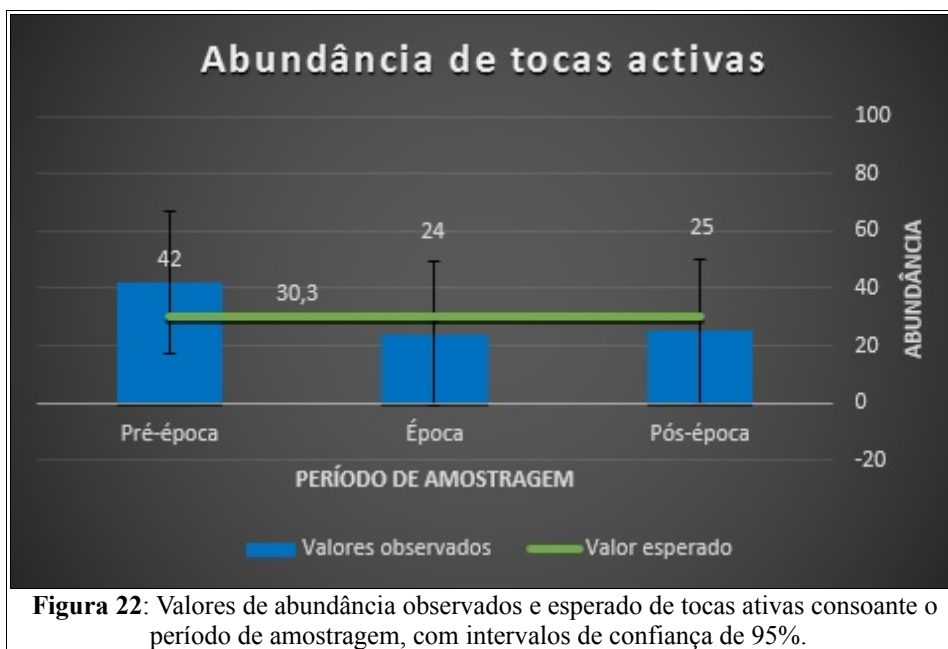
Figura 21: Mapa de *kernel* referente às tocas ativas e latrinas pós-época de reprodução (Junho de 2015). Parâmetros: Função – *Quartic (biweight)*; Raio de procura: 750 m.

Como se pode observar, existem duas áreas mais utilizadas pelo coelho-bravo na Herdade da Espadaneira em todas as épocas de amostragem. Se compararmos a variação da área (considerada apenas entre a zona vermelha e amarela, ou seja, com probabilidade de ocorrência de indícios intermédia a máxima) da zona Norte entre períodos de amostragem, verificamos que foi bastante variável, observando-se um crescimento ao longo do tempo. Antes, durante e após a época de reprodução verificou-se que as dimensões das áreas de distribuição foram as seguintes: 60 ha, 88 ha e 163 ha respetivamente. Contudo, constata-se que apesar da abundância e densidade de indícios ter variado significativamente entre épocas, não ocorreu uma variação expressiva ou assinalável para toda a Herdade.

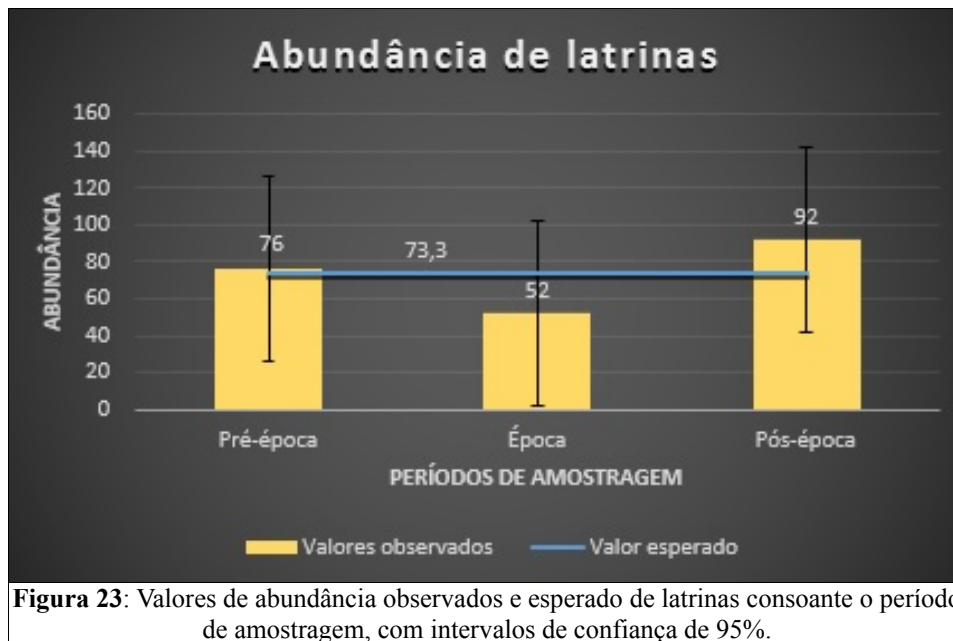
Para além disso, é possível notar que a posição da área mais utilizada a Sul foi relativamente estável comparada com a posição da área mais utilizada a Norte, que se situava mais próxima do limite Leste da Herdade durante Janeiro-Fevereiro e que passou a localizar-se na zona centro Norte nos restantes períodos de amostragem. Adicionalmente, verificou-se que a dimensão da superfície do centro Norte variou, 99 ha, 73 ha e 109 ha para os três períodos de amostragem respetivamente.

3.2 Abundância de tocas ativas e latrinas

Os gráficos seguintes ilustram a variação da abundância de tocas ativas e de latrinas consoante os diversos períodos de amostragem (Figuras 22 e 23). Verifica-se que o período em que foram detetadas mais tocas ativas foi na pré-época de reprodução (Janeiro a Fevereiro de 2015) e que durante os restantes períodos de amostragem os valores de abundância ficaram abaixo do valor esperado (30,3), reduzindo-se para quase metade do valor da pré-época, sendo o menor valor registado durante a época de reprodução (Março a Maio de 2015).



Relativamente à abundância de latrinas, constata-se uma variação mais expressiva entre períodos de amostragem, sendo que o valor mais elevado foi atingido após a época de reprodução (Junho de 2015) e o menor, tal como se verificou com as tocas, durante a época de reprodução (Março a Maio de 2015). Durante Janeiro-Fevereiro e Junho de 2015, a abundância de latrinas superou o valor esperado.



3.3 Tratamento estatístico

Relativamente ao teste de Qui-quadrado Goodness-of-fit, como os valores de qui-quadrado obtidos foram superiores ao valor crítico (5.991), tanto para tocas **(1)** como latrinas **(2)**: **(1)** ($X^2(2, n= 91)= 6.75, p < 0.05$); **(2)** ($X^2(2, n= 220)= 11,1, p < 0.05$), pode rejeitar-se a hipótese nula de que não há bom ajustamento, ou seja existiram diferenças significativas entre os valores de abundância de indícios esperados e observados nas diferentes épocas de amostragem. ($X^2(x,n)$. onde x = graus de liberdade, n = dimensão da amostra e p = p-value). Este teste foi aplicado sobre os valores constantes da Tabela 6, onde os valores esperados foram calculados a partir de (Total)/3.

Tabela 6: Valores de abundância observados e esperados de tocas ativas e latrinas

	Período de amostragem	Valores esperados	Valores observados
Nº de tocas	Pré-época	30,3(3)	42
	Época	30,3(3)	24
	Pós-época	30,3(3)	25
	Total	91	91
Nº de latrinas	Pré-época	73,3(3)	76
	Época	73,3(3)	52
	Pós-época	73,3(3)	92
	Total	220	220

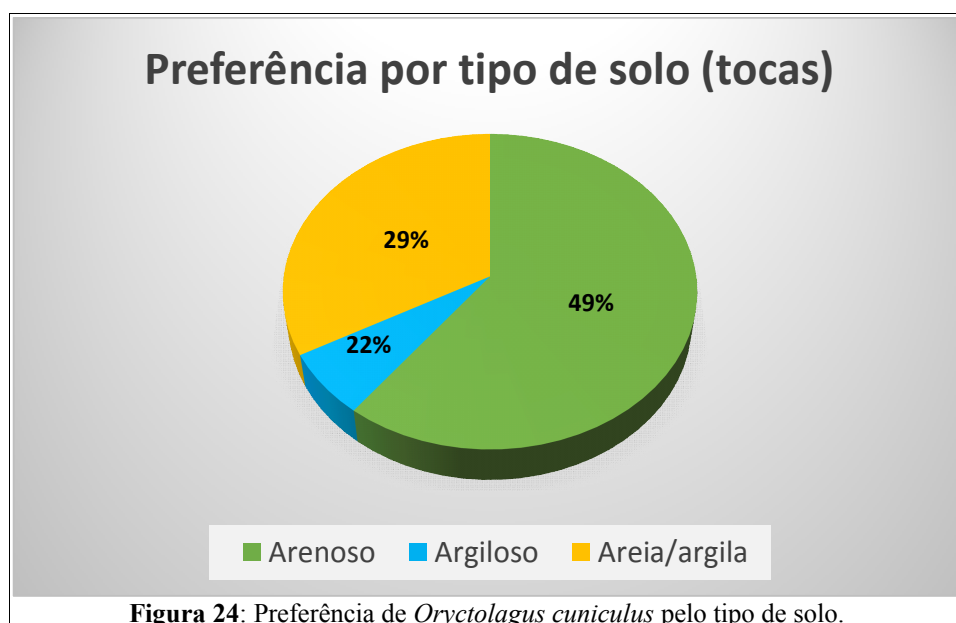
No que diz respeito ao teste de Qui-quadrado da Independência, o valor de qui-quadrado ($X^2(2, n= 311)= 6.01$, $p< 0.05$) também ultrapassou o valor crítico (5.991), e portanto, tocas e latrinas não são independentes, ou seja, as tocas também são uma boa medida para avaliar a presença de coelho. Este teste foi aplicado sobre os valores constantes na Tabela 7:

Tabela 7: Valores de abundância observados e esperados de tocas ativas e latrinas

	Período de amostragem	Valores esperados	Valores observados
Nº de tocas ativas	Pré-época	34,53	42
	Época	22,24	24
	Pós-época	34,23	25
	Total	91	91
Nº de latrinas	Pré-época	83,47	76
	Época	53,76	52
	Pós-época	82,77	92
	Total	220	220

3.4 Preferência por tipo de solo e declive do terreno

No que concerne à preferência pelo tipo de solo, constata-se que houve uma preferência clara pela construção de tocas em solo arenoso (49%) comparativamente com outros tipos de solo (Argiloso – 22%; mistura de areia/argila – 29%) (Figura 24). Os cálculos tiveram em consideração os dados recolhidos em todos os períodos de amostragem.



No que respeita à preferência pelo declive de terreno na construção de tocas, verificou-se que as mesmas foram construídas sobretudo em solo plano (63%) (Figura 25). Consideraram-se apenas as tocas com indícios de presença e os dados utilizados incluem todos os períodos de amostragem.



3.5 Caracterização da cobertura (densidade) vegetal

Como referido anteriormente, seguiu-se a metodologia descrita por Sutherland *et al.* (1996) para o cálculo da densidade (nº de indivíduos/unidade de área) das principais espécies de plantas ocorrentes na área envolvente de cada indício de presença. Assim, foram utilizados quadrados com diferentes áreas consoante o tipo de vegetação – quadrado de 16 m² para herbáceas e arbustos sub-desenvolvidos e de 25 m² para comunidades desenvolvidas de arbustos.

Georreferenciaram-se 311 indícios de presença durante todos os períodos de amostragem, que corresponderam a uma área máxima amostrada de 7775 m² ou 0,78 hectares. Os resultados obtidos encontram-se expressos nos gráficos das Figuras 26, 27 e 28.

Como se observa, as espécies saganho-mouro (*Cistus salviifolius*) e o sargaço (*Cistus monspeliensis*) foram as comunidades de arbustos mais comuns encontradas durante todo o período de amostragem, variando a sua densidade entre 45% a 64%. Já os estevais (*Cistus ladanifer*) foram as segundas populações de arbustos mais comuns, variando a sua densidade entre 6% a 26%. Também foram detetadas outras espécies relativamente comuns como a lavanda (*Lavandula sp.*) e a queiró (*Erica sp.*).

Obteve-se que em 311 pontos amostrados 195 continham gramíneas na área envolvente (16 m²), correspondendo a presença total a 63% dos pontos.



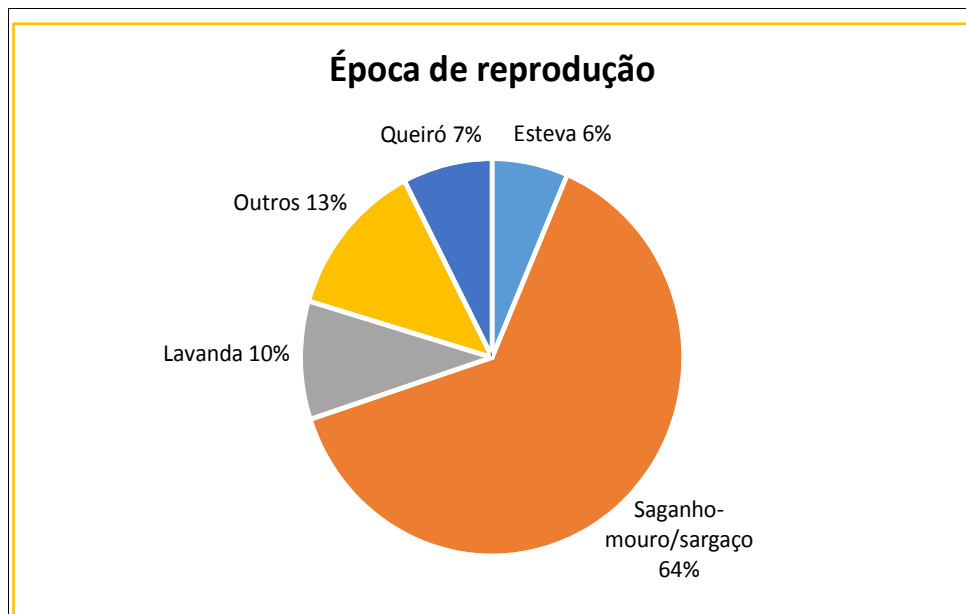


Figura 27: Densidade de indivíduos durante a época de reprodução. A categoria “Outros” inclui a alcachofra-brava (*Cynara humilis*), o junco (*Juncus sp.*), a silva (*Rubus sp.*), o sobreiro (*Quercus suber*), a oliveira (*Olea europaea*), o tojo (*Ulex sp.*) e o cardo-de-ouro (*Scolymus hispanicus*).

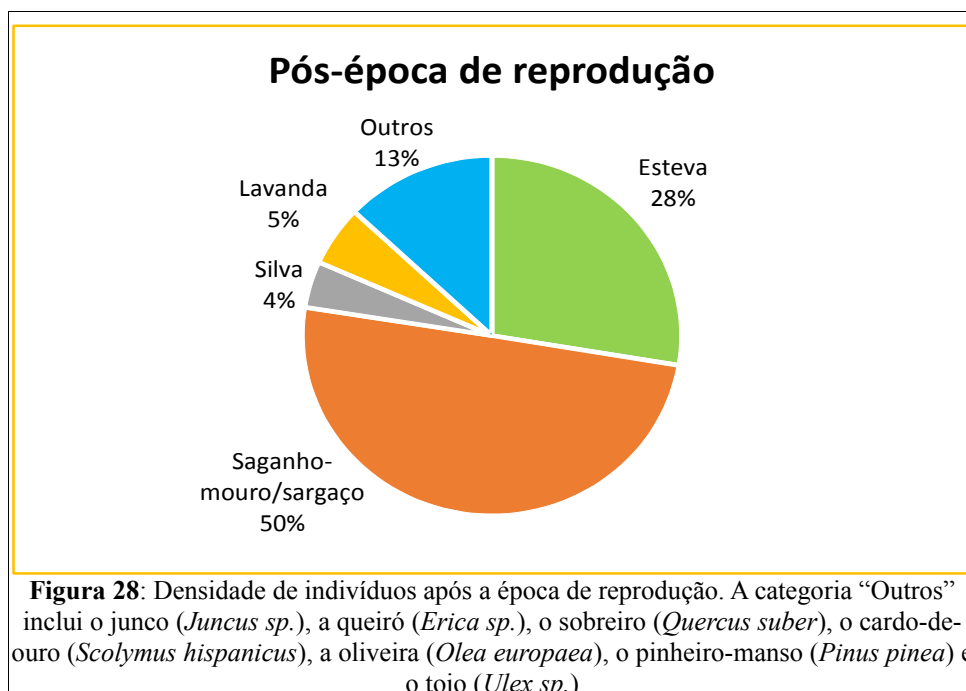
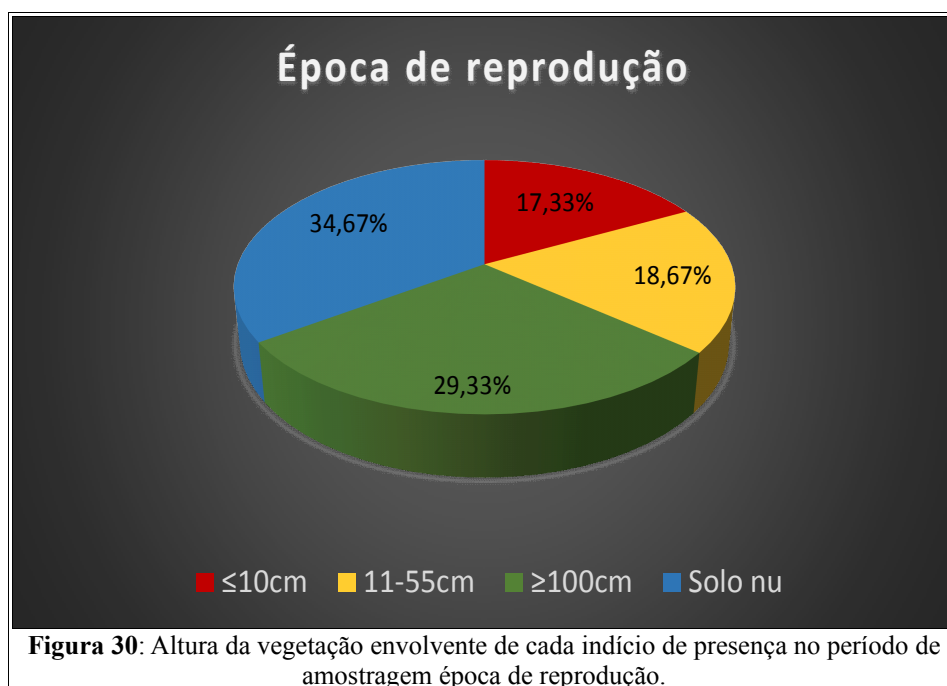
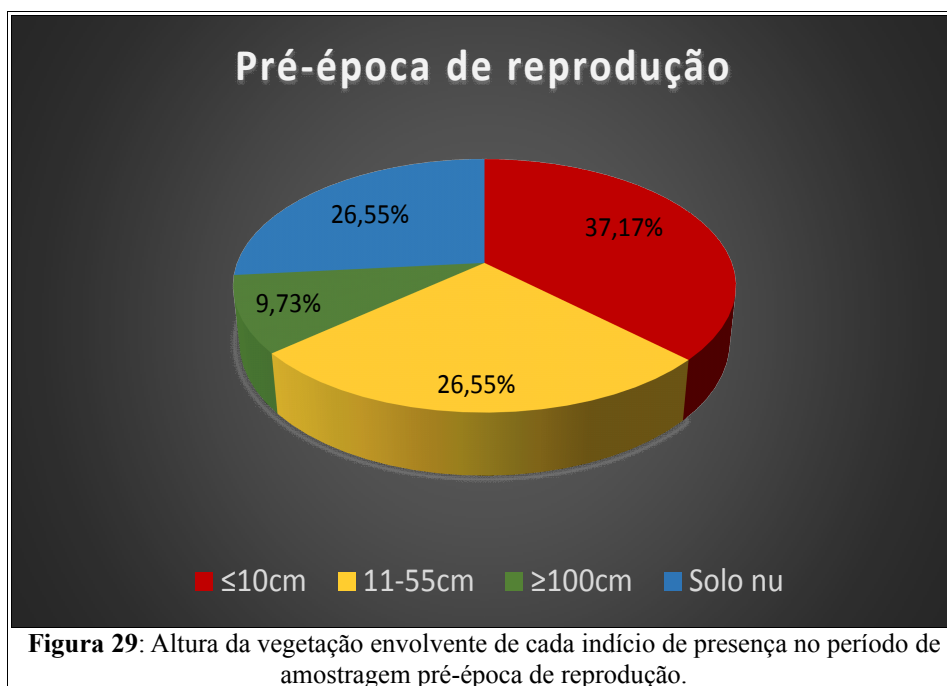


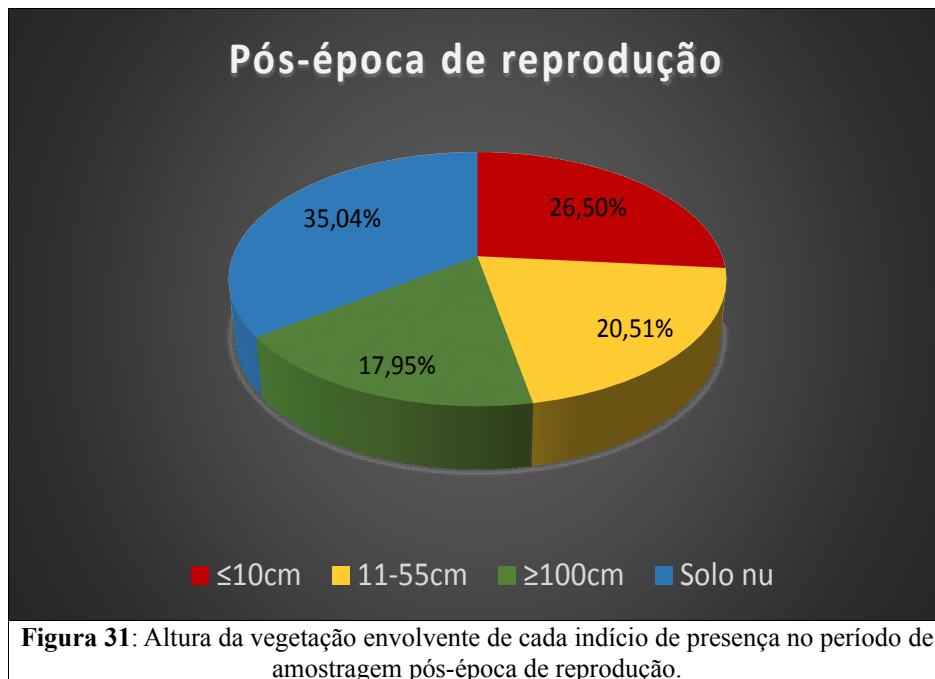
Figura 28: Densidade de indivíduos após a época de reprodução. A categoria “Outros” inclui o junco (*Juncus sp.*), a queiró (*Erica sp.*), o sobreiro (*Quercus suber*), o cardo-de-ouro (*Scolymus hispanicus*), a oliveira (*Olea europaea*), o pinheiro-manso (*Pinus pinea*) e o tojo (*Ulex sp.*)

3.6 Estádios de desenvolvimento da vegetação

Caracterizaram-se os diversos estádios de desenvolvimento da vegetação, em cada quadrado em torno do índice de presença, considerando 3 categorias: I (≤ 10 cm), II (11-55 cm), III (≥ 100 cm).

Os resultados obtidos evidenciam uma grande variabilidade na altura da vegetação predominante que rodeava cada indicio de presença, entre períodos de amostragem (Figuras 29 a 31).





3.7 Índice de Adequabilidade de Habitat

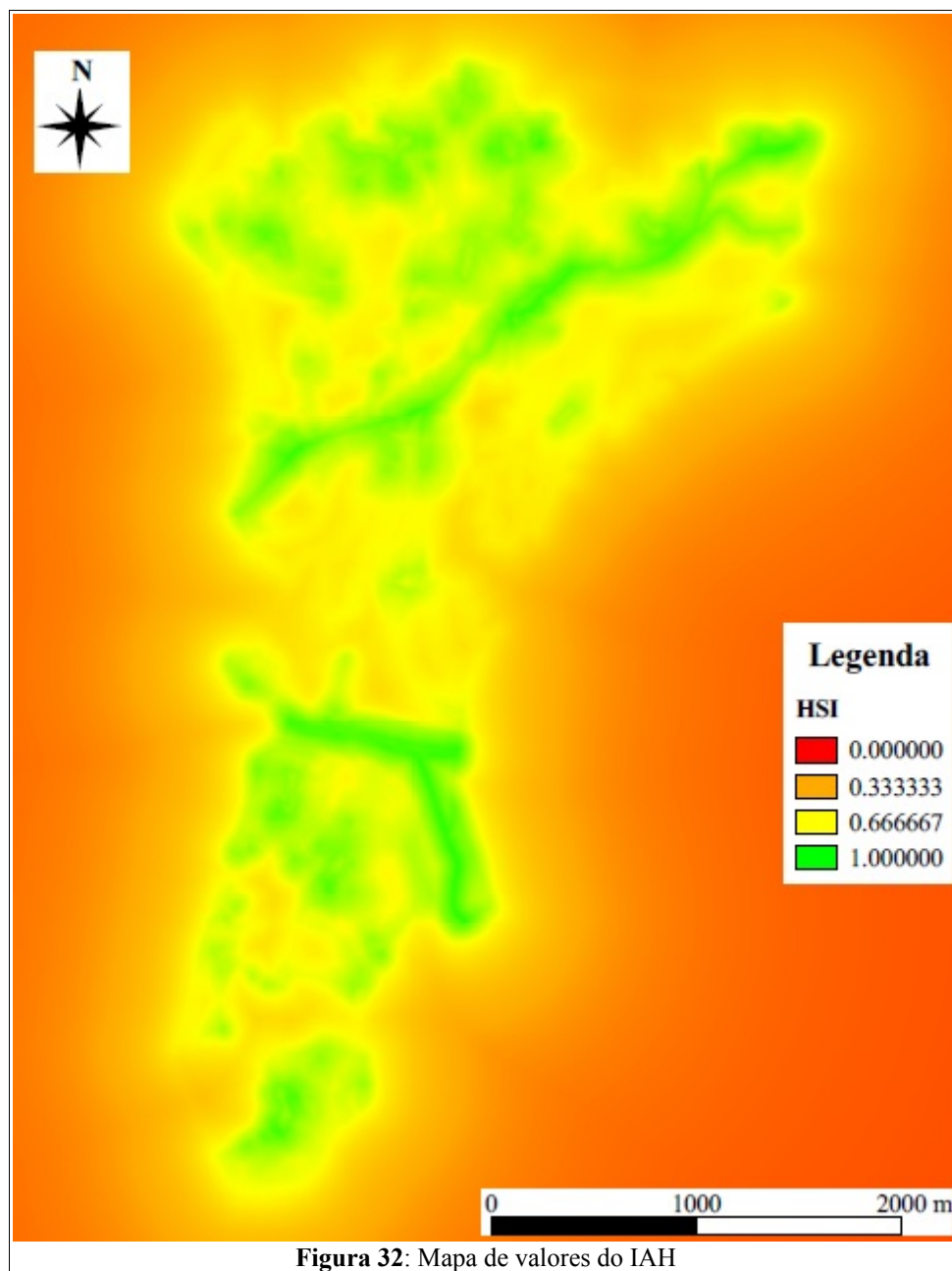


Figura 32: Mapa de valores do IAH

A partir da observação do modelo de adequabilidade pode constatar-se que as áreas com habitats/ usos do solo classificados com qualidade elevada para o coelho-bravo (0.6{6}–1), ocupam grande parte da Herdade da Espadaneira. Para além disso, as áreas com valores de IAH muito próximos de 1, limitam-se às zonas com olivais, sementeiras e pontos de água, enquanto que as áreas classificadas como sendo de baixa qualidade para este lagomorfo correspondem aos eucaliptais e pinhais.

4 Discussão

Censos de indícios de presença e mapas de *kernel*

Os mapas de *kernel* permitiram a observação de três aspetos fundamentais: A existência de duas zonas de maior intensidade de uso do espaço na área de estudo; a variação da área de distribuição ao longo dos períodos de amostragem e a estabilidade da posição da zona Sul vs zona Norte.

Foi observado um crescimento generalizado da área de distribuição ao longo do tempo, verificando-se que a zona mais utilizada a Norte teve maior variação em termos de área entre períodos de amostragem e maior crescimento. Se analisarmos os resultados de abundância de latrinas, comprovamos que houve de facto um crescimento da abundância ao longo dos períodos de amostragem, atingindo-se o pico durante o Verão. O mesmo não aconteceu com o valor de tocas ativas detetadas, que se reduziu para quase metade na época de reprodução e se manteve igual no último período de censo. Este resultado é contrário à tendência de crescimento sazonal e pode ser explicado pela dificuldade crescente na deteção de tocas ativas, durante a Primavera e Verão, resultante do aumento da densidade de espécies de herbáceas, diminuindo o campo de visão durante os censos.

Era expectável que se atingisse um pico de abundância durante o Verão e um mínimo no Inverno, provocados pela época de maior intensidade reprodutora que ocorre entre Março e Maio e que leva ao forte aumento dos efetivos populacionais e também pela melhoria das condições ambientais (Villafuerte, 1994).

A estabilidade da zona mais utilizada na região Sul da herdade está relacionada com a qualidade das condições ambientais necessárias ao coelho-bravo, nomeadamente a disponibilidade de alimento oferecida pelos olivais e sementeiras, a proximidade à ribeira de Lavre e a diversos bebedouros e a existência de zonas de abrigo. O contrário sucedeu na zona Norte provavelmente em consequência da redução da área de refúgio, devido ao corte frequente do mato.

Tratamento estatístico

Relativamente ao teste de Qui-quadrado *Goodness-of-fit* obteve-se que ambos os valores de qui-quadrado (6.75 e 11.1) para tocas e latrinas respetivamente, foram superiores ao valor crítico (5.991) e portanto conclui-se que existiram diferenças significativas entre os valores de abundância de indícios esperados e observados nas diferentes épocas de amostragem. A variação da abundância de indícios refletiu a variação das condições ambientais entre períodos de amostragem.

No que concerne ao resultado obtido no teste de Qui-quadrado da Independência, o valor de qui-quadrado (6.01) também ultrapassou o valor crítico (5.991) e portanto pode concluir-se que a presença de tocas e latrinas está correlacionada, sendo também uma boa medida para avaliar a presença de coelho-bravo. Como tal, deverão ser consideradas em estudos futuros, na metodologia de censo de contagem de indícios de presença em transectos, permitindo uma amostragem melhor da distribuição de coelho-bravo.

Caracterização de variáveis ambientais

Realizou-se uma análise de diversas variáveis ambientais cujo intuito foi indagar acerca da preferência do coelho-bravo pelas mesmas, comprovando de acordo com a bibliografia que características tem o habitat “ótimo” para esta espécie.

No que concerne à preferência pelo tipo de solo, constatou-se uma preferência clara pela construção de tocas sob solo arenoso (49%) comparativamente com outros tipos de solo (argiloso – 22%; mistura de areia/argila – 29%). Era expectável que existisse uma preferência por este tipo de solo por duas razões: em primeiro lugar, devido a apresentar elevada permeabilidade e ser macio, facilita a construção de tocas e reduz a probabilidade de ocorrência de inundações (Calvete *et al.*, 2004a); por último, porque sendo o solo mais abundante na área de estudo haveria maior probabilidade de ser selecionado. Simetricamente, o tipo de solo argiloso possui baixa permeabilidade e apresenta maior dureza, aumentando a probabilidade de ocorrência de inundações e dificultando a escavação de tocas.

No que respeita à preferência pelo declive de terreno para a construção de tocas, verificou-se que as mesmas foram construídas sobretudo em solo plano (63%). Este resultado não era expectável na medida em que esta espécie prefere construir tocas em terreno com declive, permitindo uma boa drenagem da água e reduzindo a ocorrência de inundações. Mas uma vez que o solo arenoso foi o tipo solo preferido e o mesmo tem elevada permeabilidade, supõe-se que o coelho-bravo não precise construir tocas em terreno declivoso para evitar inundações.

Relativamente à caracterização da cobertura vegetal, observou-se que as espécies saganho-mouro (*Cistus salviifolius*) e o sargaço (*Cistus monspeliensis*) foram as comunidades de arbustos mais comuns encontradas durante todo o período de amostragem, variando a sua densidade entre 45% a 64%. Já os estevais (*Cistus ladanifer*) foram as segundas populações de arbustos mais comuns, variando a sua densidade entre 6% a 26%. Para além disso registou-se a presença de gramíneas, que ficou na ordem dos 63% durante todo o período de amostragem. Dada a elevada presença de gramíneas junto dos indícios de presença ao longo do tempo e a preferência alimentar desta espécie (Villafuerte e Jordan, 1991), é possível que a distribuição do coelho-bravo esteja

fortemente relacionada com a distribuição das mesmas. Relativamente às principais comunidades de arbustos encontradas, verifica-se que estas são comunidades comuns tendo em conta o contexto biogeográfico em que estão inseridas, ou seja no sector Ribatagano-Sadense (Flora-on, 2015). Adicionalmente, verificou-se uma relação entre a distribuição do coelho-bravo e estas comunidades de plantas, nomeadamente as pertencentes ao género *Cistus*, sendo que Beja *et al.* (2007) obtiveram um resultado semelhante. Este autores verificaram uma preferência do coelho-bravo por este género de arbusto, devido ao facto de possuir uma cobertura superior desenvolvida que proporciona protecção contra predadores aéreos e também pelo facto de possuir reduzido material lenhoso (ramos) ao nível do solo, facilitando a construção de tocas e o acesso a herbáceas dentro do mato. Beja *et al.* (2007) referiram também que estes arbustos funcionam como recurso alimentar alternativo em época de escassez como no Verão, sendo as sementes ricas em proteína e gordura.

Adicionalmente, caracterizaram-se diversos estádios de desenvolvimento da vegetação, classificados em 3 categorias: I (≤ 10 cm), II (11-55 cm), III (≥ 100 cm), dentro de cada quadrado do indício de presença. Através da análise dos gráficos, verificou-se a existência de grande variabilidade na dimensão da vegetação predominante entre períodos de amostragem. A ausência de preferência por um padrão de dimensão da vegetação pode ter diversas explicações. Dada a relativa frequência de corte de matos efetuada na Herdade de Espadaneira, pode sugerir-se que a ausência de um padrão seja resultado desse facto. Para além disso, podemos questionar-nos acerca da robustez dos dados, nomeadamente em relação à dimensão da amostra que pode não ter descrito de uma forma aproximada a preferência por esta variável. Assim, sugere-se a introdução de uma nova variável: a preferência pela densidade de abrigo, que se acredita que explique melhor a abundância e distribuição de coelho-bravo (Carvalho e Gomes, 2004).

Índice de Adequabilidade de Habitat

Apesar da relativa subjetividade do modelo, particularmente na seleção dos valores de ponderação das variáveis utilizadas, o mesmo apresentou resultados satisfatórios, pois ao observarmos a distribuição de coelho-bravo após a época de reprodução (onde ocorreu um pico de abundância), podemos constatar que as zonas de maior utilização do espaço ficaram sobrepostas com as áreas classificadas com qualidade elevada, nomeadamente as que apresentaram valores de IAH próximos de 1. Tal como seria expectável, esta espécie iria selecionar as áreas com melhores recursos para satisfazer os seu requisitos ecológicos (Schamberger e O'Neill, 1986) verificando-se então que essas áreas corresponderam à combinação de pontos de água, olivais, sementeiras e zonas de abrigo. Simetricamente, os pinhais e eucaliptais tiveram uma classificação pobre pois o subcoberto arbustivo é removido com frequência, aumentando a probabilidade de predação nestas áreas

e oferecendo pouco alimento. Assim, sobrepondo os mapas de *Kernel* com o resultado do HSI verificamos que o coelho-bravo não selecionou estas áreas, obtendo-se um resultado semelhante a Virgós *et al.* (2003). Contrariamente ao que seria expectável, detetaram-se tocas com indícios de presença e latrinas nas imediações da linha de comboio e habitações, que pelo elevado grau de perturbação, seriam áreas não preferenciais. Sugere-se então que a presença de coelho-bravo esteja relacionada com o efeito anti-predatório que o comboio causa e também pela disponibilidade alimentar, uma vez que existem culturas perto das quintas.

Por outro lado, existiu um fator que introduziu ruído no modelo, nomeadamente a utilização de uma imagem de satélite desatualizada (datada de 25/5/2013) para delimitar a zona de matos. Nessa data os matos predominavam na herdade comparativamente com a situação atual e consequentemente sobrestimou-se a área de abrigo, razão pela qual se observa que grande parte da área de estudo tem qualidade elevada de habitat.

Com o intuito de aproximar a ponderação das variáveis a um cenário mais realista, sugere-se a aplicação de um modelo GLM (Brotons *et al.*, 2004) sobre as mesmas e a comparação de um IAH com estes parâmetros em diferentes locais com condições biofísicas semelhantes, testando a validade do modelo.

Plano de Gestão

A partir da análise dos mapas de *kernel* e do modelo de adequabilidade de habitat, propõe-se que as medidas de gestão sejam aplicadas em duas fases:

- Fase I: Fase crítica de aplicação das medidas de gestão em que estas se cingem às áreas de distribuição do coelho-bravo que se verificaram durante a pré-época de reprodução e onde os esforços devem ser concentrados.
- Fase II: Fase subsequente em que se aplicam as medidas de gestão na área de distribuição máxima do coelho-bravo que se verificou após a época de reprodução.

Propõem-se também duas estratégias não mutuamente exclusivas, que podem ser aplicadas no terreno para elevar a abundância populacional de coelho-bravo na herdade:

Estratégia I

A estratégia I terá como base a aplicação do esquema da Figura 33, que são estruturas circulares com um morouço no centro, sementeiras radiais e mato nas áreas envolventes, sendo que o diâmetro destas estruturas deverá ter entre 50 a 100 metros. Em zonas em que o mato está sub-desenvolvido, deve optar-se pela construção de morouços de paletes, seguindo as instruções

anteriormente descritas e deve deixar-se o mato crescer até proporcionar abrigo para o coelho-bravo. Nos locais em que o mato se encontra desenvolvido, os morouços deverão ser construídos a partir dos galhos e troncos que se aproveitam da limpeza do mesmo para a realização das sementeiras.

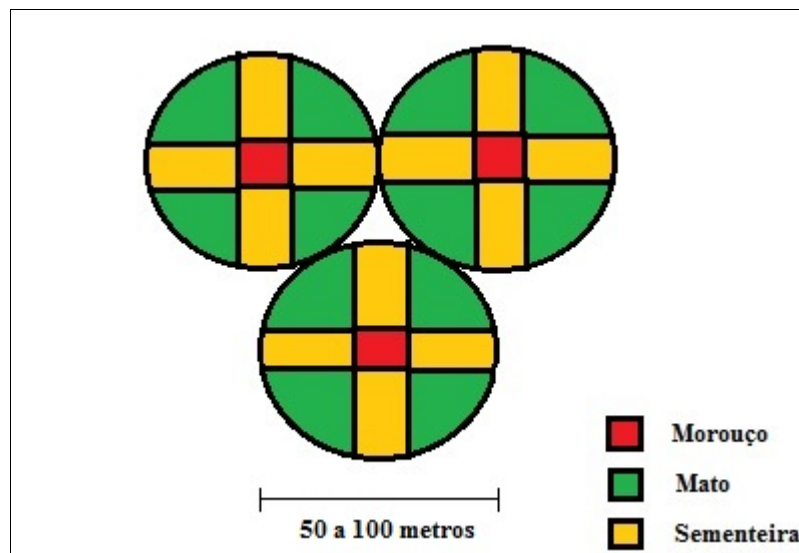


Figura 33: Esquema das zonas de alimentação e refúgio

Idealmente cada estrutura terá um bebedouro na zona envolvente, exceto se existir um ponto de água permanente num raio de 500 metros a partir do morouço. A água deverá ser renovada com frequência para evitar a sua contaminação e propagação de doenças. Em relação às sementeiras, sugere-se a instalação de diversas culturas consoante a época do ano; durante o Inverno pode plantar-se aveia (80 kg/ha), trigo de inverno (90 kg/ha), fava (75–150 kg/ha) e trevo-encarnado (25 kg/ha). Na Primavera, milho (25 kg/ha) ou milho-painço (7 kg/ha) e trigo de primavera (90 kg/ha). No final do Verão, centeio e durante todo o ano, sorgo.

Relativamente ao controlo de predadores terrestres, será importante compreender previamente a dimensão, extensão e impacto das populações antes de se tomar a decisão de as controlar e para tal, deverão realizar-se censos (Barea-Azcón *et al.*, 2006). Os objetivos serão: Durante a fase I, conseguir ocupar toda a área de distribuição mínima do coelho-bravo com estas estruturas e na fase II expandir a ocupação das mesmas para a área de distribuição máxima verificada após a época de reprodução. Para suprir as necessidades alimentares durante a época mais crítica do ano ou seja no Verão, será importante renovar a água dos bebedouros com frequência e disponibilizar vegetais ricos em água como cenoura e feno de alfalfa perto das tocas.

A avaliação da eficácia da estratégia passará pelo registo de atividade dos morouços através da aplicação da metodologia descrita por González (2003).

Estratégia II

A estratégia II passa pela construção de um ou vários cercados de produção semi-intensiva com o objetivo de se realizarem repovoamentos e sugere-se a aplicação do modelo francês (Oliveira, 2012) na estrutura dos mesmos. Antes da instalação dos cercados, será conveniente expulsar os predadores terrestres *e.g.* através da realização de batidas. É também de evitar construir cercados perto de árvores de grande porte pois são um poiso preferencial para aves de rapina (Oliveira, 2012).

Para avaliar a evolução da população no cercado, propõe-se a metodologia utilizada por Lopes (2012), em que se capturam animais com recurso a armadilha, sendo posteriormente pesados e determinado o sexo de cada indivíduo.

Os repovoamentos pressupõem a instalação de cercados de aclimação seguindo as instruções previamente descritas, com um rácio de 5–6 indivíduos por morouço (1–2 machos para 3–4 fêmeas), com a seguinte estrutura (Figura 35):

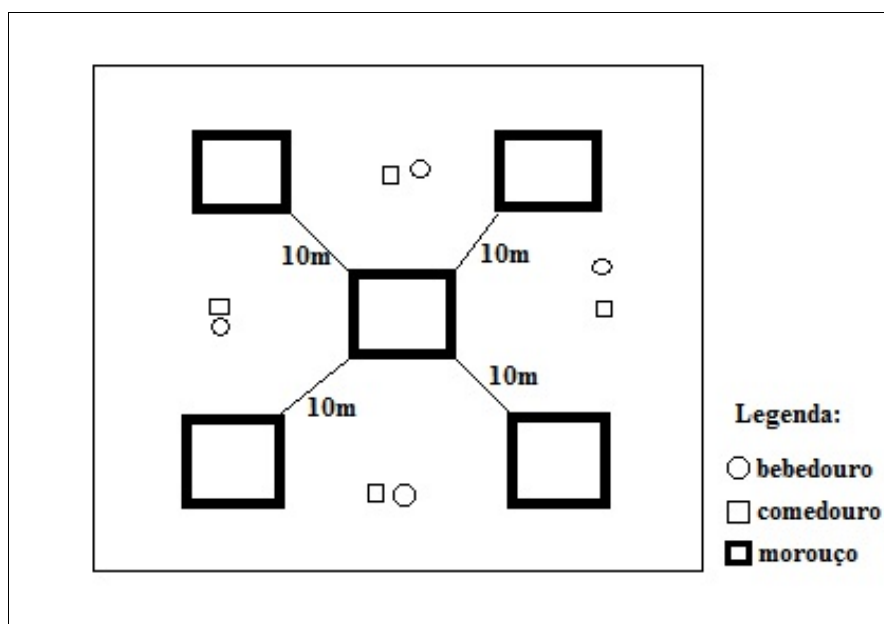


Figura 34: Esquema de cercado de aclimação

Para aumentar a eficácia dos repovoamentos, é necessário que o habitat onde os animais serão libertados tenha qualidade suficiente para os receber e portanto devem seguir-se as recomendações da estratégia I.

Para além disso, deve dar-se preferência à monitorização prévia do estado imunológico dos indivíduos e à sua condição física, como indicadores de saúde da população, garantindo assim que a seleção dos indivíduos para os repovoamentos é bem feita. Os exames imunológicos permitirão detetar qual a prevalência de anticorpos à DHV e mixomatose, para escolher os indivíduos mais

aptos. No entanto, sugere-se a discussão da possibilidade de criação de um protocolo de vacinação juntamente com um médico veterinário, visto que se pretende recuperar populações de coelho-bravo em declínio.

5 Considerações finais

Os objetivos principais desta dissertação passaram pelo desenvolvimento e aplicação de dois métodos em ambiente SIG que permitiram conhecer a distribuição e abundância relativas de coelho-bravo na Herdade da Espadaneira e ainda a identificação das áreas com condições propícias de habitat para esta espécie. Ambas as abordagens revelaram-se úteis como instrumento de gestão cinegética, pois permitiram um planeamento mais sólido das medidas propostas. Adicionalmente, sugerem-se algumas modificações que poderão melhorar os modelos, com vista à aplicação noutros contextos; a utilização de dados de presença/ausência através da aplicação da metodologia de censo de indivíduos em transectos num modelo GLM, permitirá refinar os valores de ponderação das variáveis utilizadas no modelo HSI, aproximando-o do cenário real em que for aplicado. Também a introdução de novas variáveis no modelo como a densidade de abrigo, tipo de solo e declive permitirão atingir esse objetivo.

Para aprimorar a manutenção das estratégias propostas sugere-se que as mesmas sejam monitorizadas através de três métodos: contagem de indivíduos em transectos, permitindo inferir sobre a dimensão das populações na Herdade e a eficácia dos repovoamentos; a avaliação do nível de atividade dos morouços, informando sobre que morouços são mais ativos e onde a aplicação das medidas de gestão está a ser mais eficaz e por fim, a captura de indivíduos nos cercados de produção para conhecer a evolução da população no mesmo.

Relativamente à controvérsia do controlo de doenças e sua possível aplicação no cercado de produção, sugere-se a discussão da criação de um protocolo de vacinação juntamente com um médico veterinário.

6 Referências Bibliográficas

- Alves, J., 2004. O efeito da *Acacia longifolia* na densidade e dieta de coelho bravo numa zona dunar do Centro de Portugal. Relatório de estágio. Universidade do Minho.
- Alves, P. C., Ferreira, C., 2002. Determinação da abundância relativa das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) em Portugal Continental. Universidade de Porto, ICETA.
- Angulo, E., 2003. Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Ph. D. Thesis. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.
- Angulo, E., Villafuerte, R., 2003. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. Biol. Cons. 115, 291–301.
- Angulo, E., 2004. El Conejo, el monte mediterraneo en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Arenas, A.J., Astorga, R.J., Garcia, I., Varo, A., Huerta, B., Carbonero, A., Cadenas, R., Perea, A., 2006. Captive breeding of wild rabbits: techniques and population dynamics. J. Wild. Manage. 70(6), 1801–1804.
- Ballesteros, F., 1998. Las especies de caza en España. Biología. Ecología y Conservación. Colección Técnica. Estudio y Gestión del Medio, Oviedo, España.
- Barea-Azcón, J. M., Virgós, E., Ballesteros-Duperón, E., Moleón, M., Chiroso, M., 2006. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. Biodivers. Conserv. 16, 1213–1230.
- Barrio, I., Acevedo P., Tortosa F., 2010. Assessment of methods for estimating wild rabbit population abundance in agricultural landscapes. European Journal of Wildlife Research.
- Beja, P., Borralho, R., Reino, L., S., Carvalho, J., 2003. Culturas para a fauna. ERENA, CEABN-ISA, ANPC. Lisboa.
- Beja, P., Pais, M., Palma, L., 2007. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) habitats in Mediterranean scrubland: the role of scrub structure and composition. Wildl. Biol. 13, 28–37.
- Beja, P., Gordinho, L., Reino, L., Loureiro, F., Santos-Reis, M., Borralho, R., 2008. Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. Eur. J. Wildl. Res. 55(3), 227–238.
- Beltrán, J. F., 1991. Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. Mammalia. 55, 591–599.
- Blanco, J.C., Villafuerte, R., 1993. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos: incidencia de la enfermedad hemorrágica. Technical report. Empresa de Transformación Agraria S.A., Madrid, Spain.

- Blanco, J. C., 1998. Mamíferos de España. Volume II – Cetáceos, Artiodáctilos, Roedores y Lagomorfos de la Península Ibérica y Canarias. Geoplaneta guías de campo.
- Blanco, J.C., Alcantara, M., Ibáñez, C., Aguilar, A., Grau, E., Moreno, S., Balbontín, J., Jordan, G., Villafuerte, R., 1998. Mamíferos de España. Volume II. GeoPlaneta. Barcelona.
- Blázquez, M. C., Villafuerte, R., 1990. Nesting of the Montpellier snake (*Malpolon monspessulanus*) inside rabbit warrens at Doñana National Park (SW Spain): phenology and a probable case of communal nesting. *Journal of Zoology*. 222, 692–693.
- Borges, A. F., 2004. Terreno cinegético ordenado: relação com a gestão e conservação do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*, L. 1758) na Beira Interior. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias. Escola Superior Agrária de Castelo Branco.
- Borrador, E., 2008. Plan general para la gestión y conservación del conejo de monte en Castilla-La Mancha.
- Branco, M., Ferrand, N., Monneret, M., 2000. Phylogeography of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in the Iberian Peninsula inferred from RFLP analysis of the cytochrome b gene. *Heredity*. 85, 307–317.
- Branco, M., Monneret, M., Ferrand, N., Templeton, A. R., 2002. Postglacial dispersal of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on the Iberian Peninsula reconstructed from nested clade and mismatch analyses of mitochondrial DNA genetic variation. *Evolution*. 56(4), 792–803.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., Hirzel, A. H., 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*. 27(4), 437–448.
- Cabezas, S., Calvete, C., Moreno, S., 2006. Vaccination success and body condition in the European wild rabbit: applications for conservation strategies. *J. Wildl. Manage.* 70(4), 1125–1131.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Delliger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queirós, A.I., Rogado, M., Santos-Reis M., 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 479–480.
- Cabrera-Rodríguez, F., 2006. Microhabitat selection of the European rabbit on La Palma, Canary Islands, Spain. *Acta Theriologica*. 51(4), 435–442.
- Callou, C., 1997. Biogeographic history of the rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) since the late glaciation: new data. *Proceedings of the XIIth Lagomorph Workshop, Clermont-Ferrand, France*, 8–11 July 1996. *Gibier Faune Sauvage*. 14(3), 501–502.
- Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J., Osácar, J.J., 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *J. Zool.* 241, 271–277.
- Calvete C., 2002. Management tools to enhance wild rabbits populations. *Proceedings International Seminar on the Iberian Lynx, Andújar Spain*, 29–31.

- Calvete, C., Estrada, R., Lucientes, J., Osácar, J.J., Villafuerte, R., 2004. Effects of vaccination against viral haemorrhagic disease (VHD) and myxomatosis on long-term mortality rates of European wild rabbits. *Vet. Rec.* 155, 388–92.
- Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., Cabezas-Ruiz, S., 2004a. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*. 19, 531–542.
- Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., 2005. Conservation of European wild rabbit populations when hunting is age and sex selective. *Biol. Cons.* 121, 623–634.
- Calvete, C., Angulo, E., Estrada, R., Moreno, S., Villafuerte, R., 2005. Quarentine lenght and survival of translocated European wild rabbits. *Journal of Wildlife management*. 69(3), 1063–1972.
- Calvete, C., 2006. The use of immunization programs in wild populations: modelling effectiveness of vaccination campaigns against rabbit hemorrhagic disease. *Biol. Conserv.* 130, 290–300.
- Chapuis, J. L., Gaudin J.C., 1995. Utilisation des ressources trophiques par le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) en garrigue sèche aménagée. *Gibier Faune Sauvage*. 12, 213–230.
- Carvalho, J. C., Gomes P., 2004. Influence of herbaceous cover, shelter, and land cover structure on wild rabbit abundance in NW Portugal. *Acta Theriologica* 49(1).
- Cooke, B. D., 1982. A shortage of water in natural pastures as a factor limiting a population of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in arid, north-eastern south Australia. *Aust. Wildl. Res.* 9, 465–476.
- Costa, J., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M., Neto, C., 1998. Biogeografia de Portugal Continental. Centro de Estudos Geográficos, Universidade de Lisboa.
- Cotilla, I., Delibes-Mateos, M. Ramírez, E., Castro, F., Cooke, B.D., Villafuerte, R., 2010. Establishing a serological surveillance protocol for rabbit haemorrhagic disease by combining mathematical models and field data: implication for rabbit conservation. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 725–733.
- Cuttelod, A., García, N., Abdul Malak, D., Temple, H., Katariya, V., 2008. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. The 2008 Review of the IUCN Red List of Threatened Species. 1–16.
- Curado, N., Lourenço, P., 2011. Cartografia e identificação de áreas prioritárias para o lince-ibérico e para o abutre-preto. Projeto LIFE: Promoção do habitat do lince-ibérico e do abutre-preto no Sudeste de Portugal.
- Delibes-Mateos, M., Hiraldo, F., 1979. The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. *Proceedings of the World Lagomorph Conference*. Guelph University Press, Guelph, Ontario. 614–622.
- Delibes-Mateos, M., Alejandro, A., Pablo F., 2000. Action Plan for the conservation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Europe, *Nature and environment*. 111.

- Delibes-Mateos, M., Redpath, S.M., Angulo E., Ferreras P. Villafuerte, R., 2007. Rabbits as a Keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*. 137, 149–156.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodivers. Conserv.* 17, 559–574.
- Delibes-Mateos, M., Ramírez, E., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2008a. Translocations as a risk for the conservation of European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* lineages. *Oryx*. 42, 1–6.
- Delibes-Mateos, M., Gálvez-Bravo, L., 2009. El papel del conejo como espécie clave multifuncional en el ecosistema mediterráneo de la Península Ibérica. *Ecossistemas*. 18(3), 14–25.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2009. European rabbit population trends and associated factors: a review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review*. 39(2), 124–140.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Vargas, J.M., 2010. Land use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*. 37, 169–176.
- Dellafore, C., Vallés, S. M., Gallego Fernández, J. B., 2006. Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* seeds in a coastal dune system. *Ecoscience*. 13, 5–10.
- Díaz, A., 2000. Can plant palatability trials be used to predict the effect of rabbit grazing on the flora of ex-arable land? *Agriculture, Ecosystems and the Environment*. 78, 249–259.
- Farfán, M.A., Guerrero, J.C., Real, R., Barbosa, A. M., Vargas, J.M., 2004. Caracterización del aprovechamiento cinegético de los mamíferos en Andalucía. *Galemys*. 16, 41–59.
- Fernandez-Alés, R., Martin, A., Ortega, F., Enrique, A., 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW of Spain (1950-1984). *Landscape Ecology*. 7, 3–18.
- Fernández, N., 2005. Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse. *Landscape Ecology*. 20(8), 897–910.
- Ferrand, N., 1995. Variação genética de proteínas em populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*). Análise da diferenciação sub-específica, sub-estruturação, expansão geográfica e domesticação. Dissertação de doutoramento apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Ferrand, N., Gonçalves, H., Alves P. C., 1998. Biologia do coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*), III - Identificação da proveniência de coelhos utilizados nos repovoamentos. Direção Geral das Florestas.
- Ferrer, M., Negro, J. J., 2004. The near extinction of two large european predators: super specialists pay a price. *Conservation Biology*. 18, 344–349.
- Ferreira, C., 2003. Avaliação da eficácia da gestão de habitat em populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Dissertação

de Mestrado em Ecologia Aplicada apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto. 72.

Ferreira, C., Alves, P. C., 2006. A gestão das populações de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) e dos seus habitats. Gestão das Populações Cinegéticas e dos seus Habitats. Federação de Caça e Pesca da Beira Litoral. Coimbra. 17–34.

Ferreira, C., Alves, P.C., 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. Eur. J. Wildl. Res. 55, 487–496.

Ferreira, C., Delibes-Mateos, M., Rouco, C., Rios, C.A., Díaz-Ruiz, F., Fernández de Simón, J., Ferreras, P., Villafuerte, R., 2009. Se puede mejorar la efectividad de la gestión del habitat para recuperar las poblaciones de conejo de monte? SECEM, Proceedings of the IX Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM, Bilbao, Spain, 76.

Ferreira, C., Ramírez, E., Castro, F., Ferreras, P. Alves, P.C., Redpath, S., Villafuerte, R., 2009. Field experimental vaccination campaigns against myxomatosis and their effectiveness in the wild. Vaccine. 27, 6998–7002.

Gálvez-Bravo, L., 2008. El conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) como especie ingeniera de ecosistemas. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá.

Gálvez-Bravo, L., 2011. Conejo – *Oryctolagus cuniculus*. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

García-Bocanegra, I., Astorga, R.J., Napp, S., Casal, J., Huerta, B., Borge, C., Arenas, A., 2010. Myxomatosis in wild rabbit: Design of control programs in Mediterranean ecosystems. Preventive Veterinary Medicine. 93, 42–50.

Gomes, A., 2004. Aplicação de medidas de gestão e sistemas de monitorização de Coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*). Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro.

Gonçalves, H., 1999. Variação sazonal da atividade reprodutiva de coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus algirus*) numa população de um ecossistema mediterrânico. Dissertação de Mestrado Apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 59.

Gonçalves, H., Alves, P. C., Rocha, A., 2002. Seasonal variation in the reproductive activity of the wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus algirus*) in a Mediterranean ecosystem. Wildlife Research. 29, 165–173.

Gonçalves, A., 2010. Criação de coelho-Bravo em cativeiro (*Oryctolagus cuniculus algirus*). Relatório de estágio. Licenciatura em engenharia dos recursos florestais. Escola superior agrária de Coimbra.

González, J., 2003. Revisión de las actuaciones para el fomento de las poblaciones del conejo de monte. 1^{er} Informe anual. Dirección General de Conservación en España del Ministério de Medio Ambiente.

- Havet, P., Granval, P., 1996. Jachère et faune sauvage: les objectifs du monde de la chasse. Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse. 214, 6–13.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., Roberts, C., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. Ecology Letters. 8, 23–29.
- <http://www.flora-on.pt/#/1NC48>. Consultado a 23 de Outubro de 2015.
- <https://www.ipma.pt/pt/educativa/tempo.clima/index.jsp?page=clima.pt.xml>. Consultado a 28 de Janeiro de 2015.
- <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=41291>. Consultado a 29 de Agosto de 2015.
- Iborra, O., 1995. Historique de la répartition et situation actuelle de l'habitat du lapin de garenne dans les régions de climat méditerranéen. Forêt méditerranéenne. 163, 299–312.
- Jacsis, F. M., Soriguer, R. C., 1981 Predation upon the European Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in Mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis. Journal of Animal Ecology, 50, 269–281.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. Oikos. 69, 373–386.
- La Fuente, F. R., 1993. Cadernos de campo, A Lebre e o Coelho, Lisboa.
- Letty, J., Marchandeu, S., Clobert, J., Aubineau, J., 2000. Improving translocation success: an experimental study of anti-stress treatment and release method for European rabbits. Anim. Conserv. 3, 211–219.
- Letty, J., Aubineau, J., Marchandeu, S., 2008. Improving rabbit restocking success: a review of field experiments in France. Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and Conservation. Springer, Berlin Heidelberg New York. 327–348.
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., Villafuerte, R., 2003. Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution, and activity. Journal of Mammalogy. 84(1), 26–36.
- Lombardi, L., Fernández, N., Moreno, S., 2007. Habitat use and spatial behaviour in the European rabbit in three Mediterranean environments. Basic and Applied Ecology, 8(5), 453–463.
- Lopes, J. A. V., 1995. Gestão do habitat para espécies cinegéticas em França. Relatório do trabalho fim de curso. Escola Superior Agrária de Castelo Branco. Castelo Branco.
- Lopes, A. A. V., 2012. Estudo da dieta do coelho-bravo e lebre-ibérica em Trás-os-Montes: Influência da alimentação na estratégia reprodutora. Dissertação apresentada à escola superior agrária de Bragança para obtenção do grau de mestre em gestão de recursos florestais.
- López-Darias, M., Lobo, J. M., 2009. Micro-scale distribution of rabbits on Fuerteventura island. Biodiversity and Conservation. 18, 3687–3704.

- McDonald, J.H., 2014. Handbook of Biological Statistics (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland. 2, 45–52; 59–67.
- Marchandeu, S., Gaudin, J.C., 1994. Effects du sens du transect et de la période d'observation sur la valeur des indices kilométriques d'abondance de lapins de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). Gibler Faunde Sauvage, 11, 85–91.
- Marchandeu, S., Aubineau, J., Baudron, P., Blanchet, L., Chauvet, C., Legros, E., Merlet, C., Suret, H., 1999. La pathologie du lapin de garenne dans l'ouest de la France. Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse, 245, 10–15.
- Metera, E., Sakowsky, T., Sloniewsky, K., Romanowicz, B., 2010. Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland – a review. Animal Science Papers and Reports. Institute of Genetics and Animal Breeding, Jastrzębiec, Poland. 28, 315–334.
- Mollot, B., Granval, P., 1996. Efficacité de la jachère faune sauvage. Le Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse. 214, 24–29.
- Moreno, S., 1991. La predación como fenómeno natural de regulación de las poblaciones de conejos. Manual de Ordenación y Gestión Cinegética: 61–66.
- Moreno, S., Villafuerte, R., 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. Biological Conservation. 73, 81–85.
- Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S., Lombardi, L., 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. Biological Conservation. 118(2), 183–193.
- Moreno, S., Beltrán, J.F., Cotilla, I., Kuffner, B., Laffite, R., Jordán, G., Ayala, J., Quintero, C., Jiménez, A., Castro, F., Villafuerte, R., 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. Wildlife Research. 34, 652–658.
- Norbury, G., Norbury, D. C., Heyward, R. P., 1998. Behavioural responses of two predator species to sudden declines in primary prey. Journal of Wildlife Management. 62(1), 45–58.
- Oliveira, J., 2012. Caracterização da produção de coelho-bravo em cativeiro na região norte de Portugal. Dissertação de Mestrado em Engenharia Zootécnica apresentada à Escola de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Pagès-Manté, A., 1980. Vacunaciones en cunicultura. Revisión de la investigación en MV y RHD. Laboratorios Hipra, S. A.
- Paixão, R., Godinho, S., Santos, P., 2009. Is the Nature 2000 Network associated with small-game bag results? Eur. J. Wildl. Res. 55, 553–559.
- Palomares, F., Gaona P., Ferreras, P., Delibes-Mateos, M., 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. Conservation Biology. 9(2), 295–305.

- Palomares, F., 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology*. 38, 9–18.
- Paula, A., 2007. Monitorização do coelho-bravo na Reserva natural da Serra da Malcata (1998-2007). Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia, Biodiversidade e Gestão de Ecossistemas.
- Perez, S. S., Jacksic, D., Meriggi, A., Vidus Rosin, A., 2008. Density and habitat use by the european wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in an agricultural area of northern Italy. *Hystrix It. J. Mamm.* 19(2), 143–156.
- Pettersson, D., 2001. The effects of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) on soils and vegetation in semi-arid, south-eastern Spain. Doctoral Thesis. University of Leeds.
- Piorno, V., 2006. Gestión Cinegética y Conservación del Conejo de Monte. PhD Thesis. Universidad de Vigo, Pontevedra, Spain.
- Poole, D.W., 2003. Developing a census method based on sight counts to estimate rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) numbers. *Wildl Res.* 30(5), 487–493.
- Revilla, E., Palomares, F., Fernández, N., 2001. Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. *Journal of Zoology*. 255, 291–299.
- Rodríguez, A., Delibes-Mateos, M., 2004. Patterns and causes of non-mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biol. Cons.* 118, 151–161.
- Rollan, A., Real, J., 2010. Effect of wildfires and post-fire forest treatments on rabbit abundance. *European Journal of Wildlife Research*.
- Romero-Calcerrada, R., Perry, G.L.W., 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA "Encinares del río Alberche y Cofío", central Spain, 1984-1999, L.U. Plan, Editor. 217–232.
- Rouco, C., Morlanes, V., Marfil, C., García, J.A., Moreno, S., 2008. Wild rabbit recovery program when dealing with state-owner and private companies and landowners, in Hornachuelos Natural Park (Southern Spain). 3rd World Lagomorph Conference. Morelia, Mexico.
- Rouco, R., Ferreras, P., Castro, F., Villafuerte, R., 2010. A longer confinement period favors European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) survival during soft-releases in low-cover habitats. *Eur. J. Wildl. Res.* 56(3), 215–219.
- Rouco, C., Villafuerte, R., Castro, F., Ferreras, P., 2011. Effect of artificial warren size on a restocked European wild rabbit population. *Animal Conservation*. 14, 117–123.
- Ruiz-Mirazo, J., Robles, A.B., González-Rebollar, J.L., 2009. Pastoralism in Natural Parks of Andalusia (Spain): A tool for fire prevention and the naturalization of ecosystems. *Options Méditerranéennes*, A. 91.

- Saldaña, A., García-Salgado, G., Rebollo, S., 2007. European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) abundance at a regional scale: controlling factors. Proceedings of the 7th IALE World Congress. Wageningen, The Netherlands. 25 Years of Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice. 375–376.
- San Miguel, A., Muñoz J., Guil F., Gonzalez L., Garcia F., Silvestre F. e Rodrigues- Vidal C., 2006. Conejo do Monte – La presa principal de del linco ibérico. El conejo de monte: Manual para la gestión del habitat el linco ibérico (*Linx pardinus*) y de su presa principal, el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.). Fundación CBD-Habitat. Madrid.
- Sarmiento, P., Cruz, J., 1998. Ecologia e conservação do linco-ibérico e da comunidade de carnívoros da Serra da Malcata. Relatório Interno. RNSM.
- Sarmiento, P., Cruz, J., Tarroso, P., Gonçalves, P., 2001. Recuperação do habitat e presas do linco-ibérico na Serra da Malcata. Projecto Life Habitats. 2º Relatório de progresso. ICN/RNSM.
- Schamberger, M.L., O'Neill, J., 1986. Concepts and constraints of habitat-model testing. Madison, WI: University of Wisconsin Press. Wildlife 2000, modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates. 5–10.
- Silvestre, F., Muñoz, J., Cacho, C., Gea, G. 2004. El conejo de monte. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente, Madrid. Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000. 89–103
- Smith, A.T., Boyer, A.F., 2008. *Oryctolagus cuniculus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. www.iucnredlist.org. Consultado a 25 de Agosto de 2015.
- Sneddon, I., 1991. Latrine use by the european rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). Journal Mamm. 72(4), 769–775.
- Sutherland, W.J., Greenwood, J.J.D., Robinson, A.R., Bullock J.M., Ausden, M., Drake, M., Côté, I.M., Halliday, T.R., Blomberg, S., Shine, R., Gibbons, D.W., Gregory, R.D., Krebs, C., Jones, J.C., Reynolds, J.D., Raffaelli, D., 1996. Ecological census techniques, a handbook. 3, 115–117.
- Tellería, J-L., 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Editorial Raices, Madrid. 278.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B., Marques, T.A., 2006. Distance 5.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. .
- Thompson, H.V., King, C.M., 1994. The European Rabbit: The History and Biology of a Successful Colonizer. Oxford University Press, Oxford, UK, New York, USA and Tokyo, Japan.
- Trout, R.C., Langton, S., Smith, G.C., Haines-Young, R.H., 2000. Factors affecting the abundance of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in England and Wales. Journal of Zoology. 252, 227–238.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V., 2001. Landscape ecology in theory and practice. New York: Springer. 47–64.

- Villafuente, R., 1994. Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, *Oryctolagus cuniculus*, en el Parque Nacional de Doñana. Tese de Doutoramento apresentada à Universidade de Córdoba. 228.
- Villafuente, R., 2002. *Oryctolagus Cuniculus*. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEMSECEMU. Madrid. 464-467.
- Villafuente, R., Jordan, G., 1991. Valoración y manejo de especies silvestres: el conejo. Aplicación en la gestión. Centre de Recursos i Documentació del Castell de Montesquiu.
- Villafuente, R., Lazo, A., Moreno, S., 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: conservation and management implications in Doñana National park (SW Spain). *Revue d'écologie –La Terre et la Vie*. 52, 345–356.
- Villafuente, R., Jordán, G., Angulo, E., 2000. Biología y factores de riesgo en el conejo silvestre. [Biology and risk factors for wild rabbit]. *Enfermedades del conejo, Tomo II: Enfermedades. [Diseases of the wild rabbit, Tome II]*. Ediciones Mundi-Prensa, Barcelona, Spain. 174–188.
- Viñuela, J., Villafuente, R., 2004. Predators and rabbits in Spain: a key conflict for conservation of European raptors. *Birds of prey in a Changing Environment*. The Stationery Office: Edinburgh. 511–526.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Malo, A., Lozano, J., López-Huertas, D., 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriol*. 48(1), 113–122.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Lozano, J., 2005. El declive del conejo en España: evidencias a partir de las estadísticas de caza. *Quercus*. 236, 16–20.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Lozano, J., 2007. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation*. 16, 3489–3504.
- VPRS., 2003. “The European Rabbit”, Government of Western Australia, Farmnote 39/2003.
- Ward, D., 2005. Reversing rabbit decline: One of biggest challenges for mature conservation in Spain and Portugal.
- Wheeler, S. H., King, D. R., Robinson, M. H., 1981. Habitat and warren utilisation by the european rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), as determined by radio-tracking. *Australian Wildlife Research*, 8: 581–588.
- Williams, C.J., Parer, I., Coman, B.J., Burley, J., Braysher, M.L., 1995. Managing Vertebrate Pests: Rabbits. Australian Government Publishing Service, Canberra.
- Williams, D., Acevedo, P., Gortázar, C., Escudero, M.A., Labarta, J.L., Marco, J., Villafuente, R., 2007. Hunting for answers: rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern Spain. *Eur. J. Wildl. Res.* 53, 19–28.

Worton, B. J., 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*. 70(1), 164–168.

7 Anexos

Tabela 8: Tabela temporária com os valores de abundância de tocas ativas e latrinas observados, para cálculo dos valores esperados no teste de Qui-quadrado da Independência

Observados	Tocas ativas	Latrinas	Total parcial
Pré-época	42	76	118
Época	24	52	76
Pós-época	25	72	117
Total parcial	91	220	311